



Approche bioéconomique et gestion intégrée des zones humides.

Natacha Laskowski Laskowski-Fauvet

► To cite this version:

Natacha Laskowski Laskowski-Fauvet. Approche bioéconomique et gestion intégrée des zones humides.. Economies et finances. Université de Bordeaux, 2015. Français. NNT : 2015BORD0074 . tel-01252127

HAL Id: tel-01252127

<https://theses.hal.science/tel-01252127>

Submitted on 7 Jan 2016

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

THÈSE PRÉSENTÉE

POUR OBTENIR LE GRADE DE

**DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX**

ÉCOLE DOCTORALE ENTREPRISE, ÉCONOMIE, SOCIÉTÉ

SPÉCIALITÉ SCIENCES ÉCONOMIQUES

Par Natacha LASKOWSKI-FAUVET

**Approche bioéconomique et gestion
intégrée des zones humides**

Sous la co-direction de :

M. Jean-Christophe PEREAU

M. Patrick POINT

Soutenue le 11 Mai 2015

Membres du jury :

Mme RAMBONILAZA Mbolatiana

Chercheure, IRSTEA Bordeaux-Cestas, **Présidente**

M. LE GOFFE Philippe

Professeur, Agrocampus Rennes, **Rapporteur**

M. RAGOT Lionel

Professeur, Université de Nanterre, **Rapporteur**

M. PEREAU Jean-Christophe

Professeur, Université de Bordeaux

M. POINT Patrick

Directeur de Recherche CNRS, Université de Bordeaux

RESUME - APPROCHE BIOECONOMIQUE ET GESTION INTEGREE DES ZONES HUMIDES

L'objet de cette thèse est de se demander comment améliorer la gestion des zones humides et des biens/services associés. En intégrant les connaissances pluridisciplinaires aux modèles de gestion, nous étudions l'économie comme un outil au service de l'Homme et de la Nature. Nous proposons d'améliorer la gestion des zones humides en combinant une approche économique à une approche biologique de manière à pouvoir rendre compte de la complexité de ces milieux dans les modèles économiques. Pour ce faire, nous basons cette thèse sur l'étude des fonctions écosystémiques fournies par les zones humides, que sont les fonctions d'habitat, de production et de régulation. La fonction d'habitat est traitée à travers la problématique de l'accessibilité des zones humides de l'Estuaire de la Gironde aux espèces piscicoles migratrices. La fonction de production, étroitement liée à la fonction d'habitat, est étudiée à travers un modèle théorique de partage d'une zone humide entre production piscicole et production agricole. Enfin, nous traitons la fonction de régulation en intégrant cette fonction dans un programme d'incitation à la réduction de rejets de polluants agricoles et de restauration de zones humides.

Mots clés : Zones humides, fonctions écosystémiques, estuaire de la Gironde, anguille européenne, gestion/protection, pêche, rejets agricoles.

ABSTRACT - BIOECONOMIC APPROACH AND INTEGRATED MANAGEMENT OF WETLANDS

This thesis aims at improving the management of wetlands and associated goods/services. By integrating multidisciplinary knowledge to management models, we study the economy as a tool that served Human and Nature. We propose to improve wetlands management by combining an economic approach to a biological approach in order to express the complexity of these environments in economic models. To do so, this thesis is based on the study of ecosystem services provided by wetlands, which are the functions of habitat, production and regulation. Habitat function is studied through the issue of wetlands accessibility in the Gironde estuary by migratory fish species. The production function, closely linked to habitat function, is studied through a theoretical model of shared wetland between fish production and agricultural production. Finally, we address the regulation function by integrating this function in a program of incentives to reduce emissions of agricultural pollutants and restore wetlands.

Key words: Wetlands, ecosystemic functions, Gironde estuary, management/protection, european eel, fishery, nutrients.



Cette thèse a été réalisée au sein du laboratoire de recherche GREThA (UMR CNRS 5113) dans le cadre du programme interrégional Aquitaine/Midi-Pyrénées GAGILAU (sous-projet REMOB - CCRDT) : Changements environnementaux et mobilité des espaces fluvio-estuariens : vers une Reconquête des Espaces de Mobilité fluvio-estuarienne. Elle s'est poursuivie dans le projet ANR Adapt'eau (ANR-11-CEPL-008) : Adaptation aux Variations des Régimes Hydrologiques (crues-étiages) dans l'Environnement Fluvio-Estuarien de la Garonne-Gironde - Potentialités, mise à l'épreuve et gouvernance d'options d'adaptation. Dans le cadre de l'ANR, cette thèse a bénéficié d'une aide financière au titre du programme Changements Environnementaux Planétaires et Sociétés (CEP&S) ainsi que du soutien du Laboratoire d'excellence COTE (ANR-10-LabX-45) : Évolution, Adaptation et Gouvernance des écosystèmes continentaux et côtiers.

* * *

Le GREThA, l'Université de Bordeaux et les régions Aquitaine et Midi-Pyrénées n'entendent donner aucune approbation, ni improbation aux opinions émises dans les thèses. Ces opinions doivent être considérées comme propres à leur auteur.

"We shan't save all we should like to, but we shall save

a great deal more than if we had never tried."

[Sir Peter Scott, WWF founder 1961]

Remerciements

La thèse est un long chantier qui nécessite du temps, des compétences, des matériaux et un peu de créativité. Je n'y serai pas parvenue seule, évidemment. C'est pourquoi je tiens à faire quelques remerciements ...

Je tiens d'abord à remercier Patrick Point qui m'a permis de faire cette thèse et qui m'a fourni le cadre de travail. Je remercie également Jean-Christophe Péreau pour m'avoir aidé à orienter mes choix, mes calculs et mes réflexions. Merci à Philippe Le Goffe et à Lionel Ragot d'avoir accepté de participer au jury de cette thèse ainsi qu'à Tina Rambonilaza qui m'a fait l'honneur de la présider.

Un très grand merci à Marc Léandri qui m'a souvent aidé, conseillé, relu et corrigé, qui a toujours répondu présent et qui a su répondre à mes questionnements techniques et à mes doutes tout au long de ces quatre années. Merci également à Sylvie Ferrari pour nos longues discussions, ses relectures attentives et pour son aide précieuse ; à Sébastien Rouillon pour son écoute et pour les détails importants qu'il sait révéler ; à Sébastien Lavaud pour ses connaissances du terrain et ses compétences techniques ; à Luc Doyen pour son point de vue de modélisateur ; à Lauriane Mouysset pour ses connaissances d'écologie et pour ses relectures et à Fabien Lange pour ses astuces mathématiques.

Je remercie Marc-Alexandre Sénagas de m'avoir offert de bonnes conditions de travail pour mener à bien cette thèse. Merci également à Clémence Napias pour son amitié et ses conseils administratifs. Je n'oublie pas les autres membres du GREThA, que je remercie pour leurs conseils, leurs relectures, leur écoute et leur soutien : Bertrand Blancheton, Claude Lacour, Nathalie Gaussier, Aurélie Lalanne, Vincent Frigant, François Combarous, André Meunier, Laurence Derache, Jean-Bernard Layan *etc.*

Je n'aurai pas acquis une telle vision de ma problématique sans les programmes Gagilau et d'Adapt'eau. J'ai été ravie de partager nos savoirs et de rencontrer tant de chercheurs et jeunes chercheurs d'horizons si différents. Je pense en premier lieu à Guillaume Simonet, qui m'a apporté de très riches conseils ; à Denis Salles, qui a su motiver les troupes et nous (doctorants) mettre en avant dans les programmes. Je remercie chaleureusement les autres doctorants (et néo-docteur) de Gagilau et Adapt'eau pour nos réunions très

enrichissantes et nos rencontres bordelaises, toulousaines, agenaises et saint-ciriçoise : Kahina, Vincent, Julie, Mélodie, Xavier, Amaury, Cyril, Léonard, Maud, Youen et Mathilde.

Merci à toutes les petites mains (et les gros cerveaux !) qui m'ont aidé, m'ont relu, m'ont apporté leurs conseils, leurs compétences, leurs points de vue : merci à Bruno pour son lourd travail de traitement de données et sa connaissance du terrain ; Sandy pour les précieuses données qu'elle a partagé ; Alice pour le programme Scilab qu'elle a conçu ; Alexandre pour son savoir d'agronome et son aide mathématique et Luc pour m'avoir aidée à organiser mes réflexions.

Un grand merci aux membres du bureau, Mehdi, d'une grande aide morale, toujours présent, souriant, motivant, Antoine pour sa bonne humeur et pour m'avoir apporté son aide technique et informatique et Fadoua son entrain et ses encouragements. Je n'oublie pas ceux qui sont passés dans ce bureau avant moi : Fatma, Radhouane, Jean-Christophe, François D. et François C., et souhaite beaucoup de plaisir et autant de discussions passionnantes, drôles et sérieuses aux doctorants à venir.

Merci à tous les autres doctorants et nouveaux docteurs du labo pour vos sourires, nos discussions, plus ou moins sérieuses, les débats footballistiques que vous m'imposiez, vos prises de becs, nos soirées, nos repas, vos conseils etc. : Léo C., Alexis V., Stéphane E., Guillaume P., Brice A., Amanda V., Marie L., Caroline G.

Merci à mes étudiants qui m'ont changé les idées, m'ont fait rire et m'ont mise en colère. La thèse c'est aussi du partage et l'envie de donner envie aux jeunes générations.

Merci à ma famille : ma maman, mon papa, Sylvia, Jojo, Ania, Goton, Louloute, Laulau et Arthur (ainsi qu'à toutes les "pièces rapportées" et à mes neveu/nieces), à ma Mamy, mes beaux-parents Josiane et Gérard ainsi qu'à mes belles sœurs Carine et Delphine. Merci à mes ami(e)s de Paris et d'ailleurs : Acil, Adeline, Clem, Muchu, Adil, Clément, Natacha, Marilyn, Pauline, Caro et Cécile. Merci à Gillou et Mylène pour nos soirées burgers. Merci aux collègues du Canis Club Pessacais-Illacais de me changer les esprits chaque samedi et de partager avec moi mon amour des chiens. Une pensée particulière pour Jenn, qui est loin et qui me manque, mais qui est toujours à l'écoute.

Il y a tant d'autres personnes, de rencontres, de livres, de sourires, de voyages, de découvertes, d'échanges de mots et d'humeurs. Merci à tous ceux que j'ai oublié ...

Enfin, *last but not least*, Pierre. Merci à toi, merci pour tout. Tu es, et a été, chaque jour mon éclaireur, tu m'as réconforté, aidé, motivé, secoué parfois ; tu as su combler mes manques tant techniques que psychologiques. Je n'aurais pu bâtir tout cela sans toi. Tu es présent dans chaque page, chaque mot. La thèse a été pour moi (et pour d'autres je pense) un enchaînement de haut et de bas, de doutes et de grandes joies. Tu as été là à chaque moment, et j'espère pouvoir en faire autant pour toi.

Table des matières

Remerciements	5
Liste des acronymes	11
Introduction générale	13
<i>Services écosystémiques et externalités positives</i>	14
<i>La zone humide : un bien public ?</i>	16
<i>Evaluation économique des services écosystémiques</i>	21
<i>Problématique et plan de thèse</i>	29
1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides	33
1.1 Introduction	34
1.2 Définition, évolution et fonctions des zones humides	35
1.3 Protection et restauration des zones humides	45
1.4 Conclusion	76
2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde	79
2.1 Introduction	80
2.2 Continuité écologique des cours d'eau estuariens	82
2.3 Étude de l'aménagement des obstacles	92
2.4 Les acteurs des zones humides	99
2.5 Regroupement des ASP : Étude de l'efficacité	105
2.6 Partages de coûts et valeur de Shapley	114
2.7 Conclusion	121

Table des matières

3	<i>Nutrient allowances market and wetland abatement</i>	123
3.1	<i>Introduction</i>	126
3.2	<i>Literature review</i>	127
3.3	<i>The model</i>	130
3.4	<i>General equilibrium</i>	136
3.5	<i>Conclusion</i>	140
4	<i>Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery</i>	143
4.1	<i>Introduction</i>	146
4.2	<i>A static approach to economic modelling of the allocation of wetlands</i>	147
4.3	<i>Study of the economic model from the perspective of dynamic optimisation</i>	154
4.4	<i>Conclusion</i>	162
4.5	<i>Appendix</i>	164
	<i>Conclusion générale</i>	167
	<i>Principaux résultats</i>	167
	<i>Pistes de recherche</i>	169
	<i>Annexes</i>	171
	<i>I. Impacts de la dégradation des zones humides sur les espèces piscicoles</i>	171
	<i>II. L'espèce emblématique de l'estuaire : l'anguille européenne</i>	177
	<i>III. Les obstacles à la migration</i>	183
	<i>IV. Cours d'eau de l'estuaire : obstacles et coûts estimés</i>	189
	<i>V. Aide au financement des aménagements d'ouvrages</i>	192
	<i>Bibliographie</i>	192

Liste des acronymes

AREA Agriculture Respectueuse de l'Environnement en Aquitaine

ASP Associations Syndicales de Propriétaires

CAB Conversion de l'Agriculture Biologique

CIEM Conseil International pour l'Exploration de la Mer

COGEPOMI Comité de Gestion des Poissons Migrateurs

DCE Directive Cadre sur l'Eau

DDT Directions Départementales des Territoires

DDTM Directions Départementales des Territoires et de la Mer

DIREN Direction Régionale de l'Environnement

DREAL Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

ENA European Nitrogen Assessment

F / DF / TDF Franchissable / Difficilement Franchissable / Très Difficilement Franchissable

GRISAM Groupement d'Intérêt Scientifique sur les poissons Amphihalins

MAE Mesures Agro-Environnementales

MAET Mesures Agro-Environnementales Territorialisées

MAER Mesures Agro-Environnementales Rotationnelles

MEA Millenium Ecosystem Assessment

MEEDDAT Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement
du Territoire

OCDE Organisation de Coopération et de Développement Économiques

ONEMA Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques

PAC Politique Agricole Commune

PHAE Prime Herbagère Agro-environnementale

Table des matières

PLAGEPOMI Plan de Gestion des Poissons Migrateurs

PRMD Protection des Races Menacées de Disparition

SAGE Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SDAGE Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux

SIBV Syndicats Intercommunaux de Bassins Versants

SMIDDEST Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'estuaire de la Gironde

TFPNB Taxe Foncière sur les Propriétés Non Bâties

TVB Trame Verte et Bleue

UICN Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VET Valeur Economique Totale

WTQ Water Trading Quality

ZHIEP Zone Humide d'Intérêt Environnemental Particulier

ZSGE Zone Stratégique pour la Gestion de l'Eau

Introduction générale

La dégradation des zones humides françaises a débuté dès la fin du *XVI^{ème}* siècle avec l'édit de 1599 dans lequel le roi Henri IV observe qu' *” il y a de grandes quantités de palus et marais inondés et entrepris d'eau et presque inutiles et de peu de profit qui tiennent beaucoup de pays comme déserts et inhabités”*. Des facilités fiscales et économiques sont ainsi accordées à ceux qui souhaitent s'engager dans des projets d'assèchement et de valorisation économique des terres marécageuses.

Les zones humides ont également essuyé de lourdes pertes durant le *XX^{ème}* siècle, en France, en Europe et à travers le monde. La reconnaissance de l'importance de ces écosystèmes s'est faite à partir des années 1970 avec la signature d'un traité intergouvernemental : la Convention de Ramsar. Cette convention propose la première définition légale des zones humides et offre un cadre à l'action nationale et à la coopération internationale pour la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides et de leurs ressources. Ainsi, depuis les années 1970, nous sommes passés de politiques de drainage et de dégradation des zones humides à des politiques en faveur de leur protection et de leur restauration. La reconnaissance de l'importance de ces milieux et de leurs riches fonctions écosystémiques les place aujourd'hui au coeur des problématiques économiques.

Cette introduction générale a pour objectif de présenter les concepts de théorie économique sous-jacents à notre cas d'étude que sont les zones humides. Ces milieux, au caractère vital pour la survie humaine, d'après Mitsch et Gosselink (2007), fournissent quantité de biens et services environnementaux¹. Ces auteurs surnomment d'ailleurs les zones humides les *"reins du paysage"* et les *"supermarchés écologiques"* afin de porter l'attention sur les valeurs économiques et environnementales qu'elles procurent. En effet, alors que les produits tels que le poisson ou le bois disposent d'une valeur économique sur le marché, l'évaluation des fonctions de régulation ou d'habitat fournies par les zones humides requiert la reconnaissance de leur utilité ainsi que la mobilisation de méthodes d'évaluation. Barbier *et al.* (1997) soulignent, par ailleurs, que *"l'inaptitude à comptabiliser de façon appropriée les valeurs non commercialisables de l'environnement dans les décisions de développement est souvent une raison essentielle de la disparition et de la transformation excessive des ressources des zones humides"*. Avant de nous intéresser à la gestion des zones humides et de nous demander comment mieux intégrer les considérations environnementales dans les décisions économiques, ce que nous étudions au cours des chapitres suivants, nous définissons le concept d'externalité environnementale et son rôle dans l'expression économique des biens et services environnementaux. Nous observons ensuite que le statut économique particulier et multiple des zones humides, situé entre bien privé et bien public, et le faisceau de biens et services environnementaux fournis, rend complexe l'internalisation des externalités environnementales. Enfin, nous nous intéressons aux méthodes d'évaluation des zones humides car, bien que cela ne soit pas l'objet de la thèse, la lecture économique de la valeur des biens et services fournis par les zones humides constitue un préalable nécessaire, bien qu'insuffisant, à leur gestion et à leur protection.

Services écosystémiques et externalités positives

Les zones humides sont des zones de transition entre le milieu terrestre et le milieu aquatique. Ce sont des milieux inondés ou saturés en surface, ou en souterrain, abritant une végétation adaptée à des

1. Les termes de biens et services environnementaux sont étudiés plus en détails dans le Chapitre 1. Précisons néanmoins que nous distinguons ces deux éléments selon leur caractère "matériel" ou "immatériel", c'est-à-dire aisément quantifiable par les marchés économiques ou non. Par exemple, nous considérons comme un bien la fourniture de poisson, de bois, de tourbe ou de gibier, et comme un service la protection contre les tempêtes et inondations, la recharge des nappes phréatiques ou encore la lutte contre l'érosion.

conditions de sol saturé². Cette position d'interface leur confère un rôle important dans la gestion de la ressource en eau et constitue un espace idéal pour l'accueil d'une faune et d'une flore spécifiques, adaptées aux conditions particulières de ces milieux, qui participent à la formation d'écosystèmes variés d'une grande richesse écologique (Costanza *et al.*, 1989; Mitsch et Gosselink, 2007). Les zones humides sont parmi les ressources environnementales les plus importantes du monde et sont aussi, paradoxalement, parmi les plus négligées et les moins comprises (Barbier, 1993).

La dégradation observée des zones humides au cours du XX^{ème} siècle à l'échelle mondiale allant de paire avec la raréfaction des ressources naturelles conduit aujourd'hui à une prise de conscience globale de l'importance de ces milieux. Historiquement, il y a un manque de compréhension des valeurs multiples fournies par les écosystèmes et, de fait, un défaut de présence dans les mécanismes de marché (Costanza *et al.*, 1998). Cette absence de marché sur les biens et services environnementaux a souvent conduit les agents à considérer ces valeurs comme nulles, contribuant à la perte continue et à la dégradation des écosystèmes (Costanza *et al.*, 1989; Russi *et al.*, 2013). Pourtant, *“les services écosystémiques sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les composent, soutiennent et respectent la vie humaine. Ils maintiennent la biodiversité et la production de biens de l'écosystème, tels que les fruits de mer, le fourrage, le bois, les combustibles de la biomasse, les fibres naturelles et de nombreux produits pharmaceutiques et produits industriels”*³ (Daily, 1997).

Cette non prise en compte des biens et services environnementaux dans les échanges économiques constitue une défaillance de marché appelée “externalité”. L'externalité caractérise le fait qu'un agent économique crée, par son activité, un effet externe en procurant à autrui, sans contrepartie monétaire, une utilité ou un avantage de façon gratuite, ou au contraire une désutilité, un dommage sans compensation. Elle peut être positive ou négative selon que sa conséquence sur le bien-être est favorable ou défavorable. L'exemple classique utilisé par l'économie de l'environnement pour illustrer les défaillances de marché relatives aux externalités est celui des pollutions environnementales et du principe du pollueur-payeur. Dans cet exemple, les économistes soulignent que la non-prise en compte des pollutions en tant qu'objet économique conduit à sous-estimer le coût marginal social. Dans le cas des zones humides, les externalités sont généralement positives : leur non-prise en compte conduit à sous-estimer le bénéfice marginal

2. Le terme de zone humide est complexe et requiert une définition plus détaillée que nous verrons dans le Chapitre 1. Nous étudierons également les fonctions écosystémiques ainsi que la multiplicité des biens et services rendus par les zones humides dans ce même chapitre.

3. Phrase traduite par l'auteur

social. Par exemple, une activité d'élevage en zone humide engendre des externalités positives comme les services d'épuration, les zones d'abri pour les espèces migratrices, la protection contre les inondations *etc.* Ces services écosystémiques sont autant d'éléments dont l'Homme bénéficie sans avoir besoin de les soutenir. Nous constaterons, avec l'exemple classique de la ville de New York, qu'il est parfois préférable de maintenir une zone humide pour bénéficier de ses fonctionnalités plutôt que d'installer une station d'épuration dont le coût estimé est plus important.

La prise en compte des externalités ainsi que de l'interaction entre la nature et l'économie conduit à une meilleure gouvernance des zones humides. Cependant, l'internalisation des externalités environnementales est complexe du fait du caractère économique multiple des zones humides et est complexifiée par la production jointe de biens et services écosystémiques.

La zone humide : un bien public ?

La théorie économique définit un bien public comme un bien dont l'utilisation est non-rivale (l'usage de ce bien par un agent ne détériore pas son usage par un autre agent) et non-exclusive (l'accès et la jouissance ne peuvent pas être empêchés). La définition de la zone humide en tant qu'objet économique est un exercice difficile : la zone humide est un bien complexe, plurifonctionnel et qui revêt plusieurs statuts selon le bien/service étudié. La zone humide possède une infinité de combinaisons possibles entre le bien public et le bien privé. Différentes situations sont envisageables selon que nous nous intéressons à un bien ou service écosystémique ou à un autre. Nous retrouvons les biens et/ou services fournis par les zones humides dans la catégorie des biens publics purs ainsi que dans celle des biens privés et à divers degrés entre ces deux catégories. La Figure 0.1 fournit des exemples de biens associés aux zones humides selon leur catégorie économique. Par exemple, la production aquacole en zone humide est considérée comme un bien privé tandis que la fourniture jointe de soutien d'étiage est placée dans la catégorie des biens publics impurs. Nous distinguons par ailleurs des biens de club pour lesquels l'exclusion est possible avec une non-rivalité pour un nombre limité d'acteurs et des biens publics impurs pour lesquels l'exclusion est possible uniquement à un coût élevé. Le caractère non-exclusif en présence de rivalité conduit à la catégorie dite de biens communs (par exemple : chasse et pêche). L'intérêt de cette typologie est qu'elle permet de rendre compte du caractère pluriel d'une zone humide et d'ouvrir une gestion autrefois basée sur un seul bien à une gestion considérant la multiplicité des biens/services

rendus (l'Encadré n°1 offre un exemple stylisé du rôle que peut jouer l'État en intervenant sur un bien uniquement considéré comme un bien privé). L'intégration de la complexité des zones humides dans cet exercice de classification économique accroît l'efficacité de l'analyse économique des biens et services écosystémiques. L'application de ces diverses définitions aux biens et services fournis par les zones humides offre le type de classification proposé dans la Figure 0.1. Cette représentation non-exhaustive permet une lecture simplifiée de la fourchette de possibilités qu'offrent ces milieux.

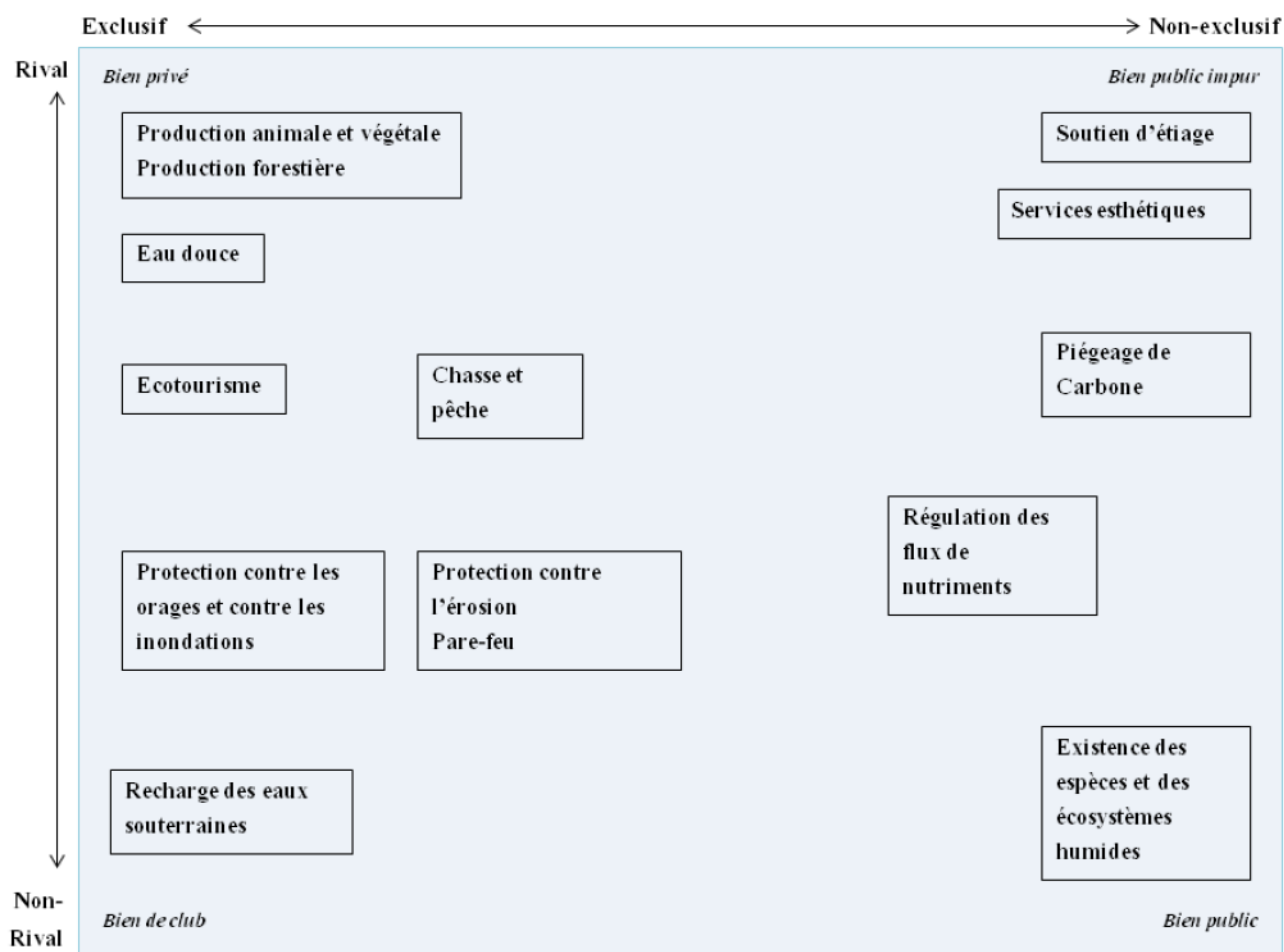


FIGURE 0.1: Classification économique des biens et services fournis par les zones humides (Source : auteur)

Cette classification est d'autant plus difficile à établir du fait de la multiplicité des services rendus et de leurs interactions. La sollicitation d'un service peut se faire au détriment d'un autre mais peut également générer des services supplémentaires. Cette production jointe est qualifiée de non-intentionnelle (Point,

2012c). Dans le premier cas, nous pouvons illustrer ce conflit d'usage au niveau de la ressource par l'exemple de Trommetter et Weber (2003) : *“si une espèce d'arbre a pour le paysan une valeur d'usage direct, elle aura pour le scientifique un prix, voire une valeur d'option, liés à son rôle dans l'écosystème et à la présence potentielle d'une molécule permettant de fabriquer des médicaments ou d'améliorer les variétés végétales”*. Cet exemple permet de rendre compte de la multiplicité des services rendus. L'interaction des acteurs dans l'utilisation des biens et services écosystémiques induit des perturbations sur l'écosystème en lui-même et sur les usages futurs qui en seront faits. Lorsqu'une zone humide fournit à la fois des services de fourniture d'eau potable et de prise en charge des effluents (rejets d'élevage agricole par exemple), comme l'illustre la Figure 0.2 (a), des conflits d'usage de la zone humide peuvent apparaître. Dans ce premier cas, les usages sont rivaux car les deux services fournis par la zone humide entrent en conflit : la sollicitation d'un service se fait au détriment d'un autre. Dans le second cas, les activités pratiquées au sein d'une zone humide, les aménagements qui y sont faits, peuvent donner lieu à une production jointe non-intentionnelle. L'amélioration du service d'étalement de crue d'une zone humide peut donner lieu à l'amélioration de la qualité de l'eau de nappe. Ce type de production jointe involontaire est désirable car l'amélioration d'un service rendu par une zone humide induit une externalité positive et permet la fourniture d'autres biens/services (Figure 0.2 (b)).

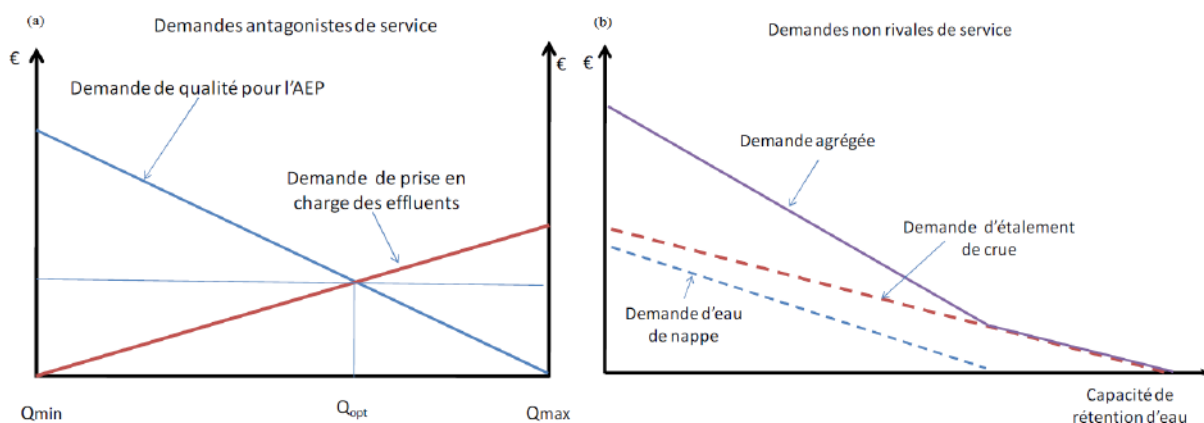


FIGURE 0.2: Conflit d'usage de la ressource (a) et production jointe (b) des biens et services fournis par les zones humides (Source : Point, 2012c)

Encadré n°1 : Drainage optimal privé vs public d'une zone humide

Soit un agriculteur souhaitant drainer une zone humide afin d'étendre son activité. La surface drainée est notée D . Son profit est déterminé par $\pi = B(D) - C(D)$, où $B(D)$ est une fonction de bénéfice concave $B(D) = aD - \frac{b}{2}D^2$ et où $C(D)$ est une fonction de coût convexe $C(D) = eD + \frac{f}{2}D^2$. Nous avons $a, b, e, f, g, h > 0$ et $a > e$.

En l'absence de contraintes extérieures, le programme de maximisation du profit de l'agriculteur conduit à égaliser son bénéfice marginal à son coût marginal $B'(D) = C'(D)$. À partir de cette égalisation, l'agriculteur détermine la surface à drainer optimale :

$$D^* = \frac{a-e}{b+f}$$

La détermination de la surface à drainer étant fonction du bénéfice marginal et du coût marginal de l'agriculteur, notons que les subventions autrefois accordées aux agriculteurs conduisaient à augmenter les surfaces drainées. Si la zone humide, auparavant bien privé de l'agriculteur, revêt également une dimension publique, la surface optimale de drainage doit vraisemblablement diminuer puisqu'elle intégrera les biens et services fournis non présents sur le marché et créera une désincitation au drainage.

Soit un régulateur dont la fonction de bien-être social est déterminée par $W = B(D) - C(D) - L(D)$, où $-L(D)$ désigne la perte de bénéfice social associé aux services écosystémiques fournis par la zone humide et où $L(D) = gD + \frac{h}{2}D^2$. La maximisation du bien-être social est déterminée par :

$$B'(D) = C'(D) + L'(D)$$

où la surface de drainage sociale optimale est :

$$D^{soc} = \frac{a-e-g}{b+f+h}$$

En confrontant les deux surfaces de drainage optimales, nous obtenons :

$$D^* > D^{soc}$$

Ainsi selon que la zone humide est considérée comme un bien privé ou qu'elle possède également une dimension publique, son exploitation n'est pas la même. Le régulateur, qui a conscience de l'intérêt écologique et économique de la zone humide, choisit d'en préserver une part plus importante que l'agriculteur qui n'intègre pas le caractère de bien public de la zone humide dans sa fonction de profit.

L'internalisation des externalités positives fournies par les zones humides, et donc l'incitation à un drainage moindre, peut se faire par la mise en place d'une taxe t . Le profit de l'agriculteur devient :

$$\pi = B(D) - C(D) - tD$$

L'écriture simplifiée de la fonction de bien-être sociale devient :

$$V = tD - L(D)$$

L'optimum social est déterminé par $t = L'(D)$; l'optimum privé est déterminé par $B'(D) - C'(D) - t = 0$.
Nous retrouvons ainsi l'expression de l'optimum social déterminé précédemment $B'(D) = C'(D) + L'(D)$.

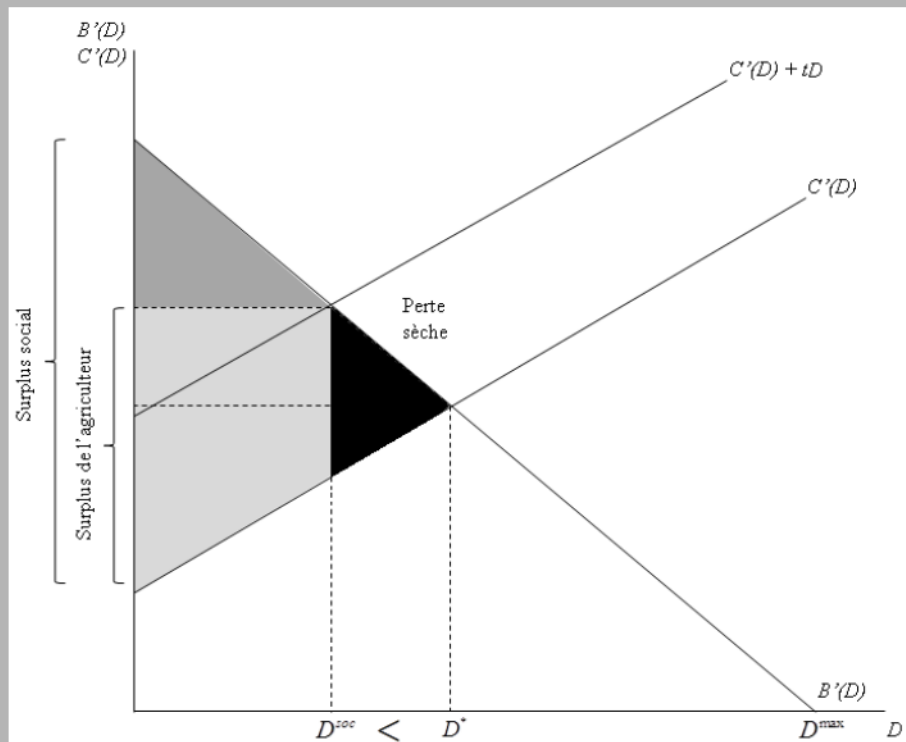


Figure a : Surplus de l'agriculteur vs surplus social du drainage d'une zone humide (Source : auteur)

La lecture graphique des surplus montre que l'introduction du régulateur social permet un surplus supérieur à la situation où l'agriculteur ne considère que son bénéfice privé. Le régulateur devra cependant veiller à ne pas imposer une taxe qui induise une perte sèche supérieure au surplus additionnel (indiqué en gris foncé).

Comprendre la complexité et la multiplicité des biens et services fournis par les zones humides est un préalable nécessaire à leur lecture économique et à l'internalisation des externalités. L'approche en termes d'externalités s'accompagne également de la mesure économique des biens et services écosystémiques, de leur altération ou de leur amélioration. Bien que l'objet de cette thèse ne soit pas l'évaluation

marchande des biens et services fournis par les zones humides, nous abordons à présent cette question de manière à comprendre comment se détermine le "prix de l'environnement". Les méthodes d'évaluation ont des limites et sont soumises à de nombreuses critiques, tant en termes de méthodes que d'éthique. Cependant, elles ont le mérite de donner leur place aux biens et services environnementaux dans les marchés et ainsi de rompre avec le cercle vicieux qui ne révèle la valeur de l'environnement que lorsqu'il y a dégradation. La compréhension du fonctionnement des écosystèmes et de leur efficacité est une condition nécessaire, bien qu'insuffisante, à la mise en place de mesure de gestion ainsi qu'à leur exploitation.

Evaluation économique des services écosystémiques

Pourquoi évaluer ? Comment évaluer ? Si la première question trouve ses réponses dans l'utilité que l'Homme retire des fonctions écosystémiques fournies par les zones humides, et donc de la nécessité de les préserver, la deuxième pose un grand nombre de problèmes techniques et éthiques. Au-delà de la description formelle des différentes valeurs que nous attribuons aux zones humides, la multiplicité des biens et services rendus, ainsi que leurs interactions, rend l'estimation compliquée et justifie la présence d'un grand nombre de méthodes d'évaluation.

Pourquoi évaluer ?

La nécessité d'évaluation des biens et services environnementaux est associée à la dégradation des écosystèmes et à l'épuisement des ressources (Abbadie *et al.*, 2015). Considérées pendant longtemps comme inépuisables, les ressources ont été exploitées de manière déraisonnée menant à la perte de biodiversité, la stérilisation des sols, la dégradation de l'air, de l'eau et du sol ... La préservation des milieux humides et de leurs fonctionnalités nécessite deux étapes (Figure 0.3) : la première consiste à comprendre et identifier les biens et services fournis ; la deuxième est d'approcher ces biens et services en termes de valeurs économiques. L'expression d'une valeur économique permet une meilleure intégration des zones humides aux marchés, habillant les biens et services rendus d'une consistance réelle et finie. La monétarisation des dommages et des bénéfices environnementaux est un outil d'aide à la décision qui permet notamment l'élaboration de mesures de gestion/protection/restauration des zones humides.

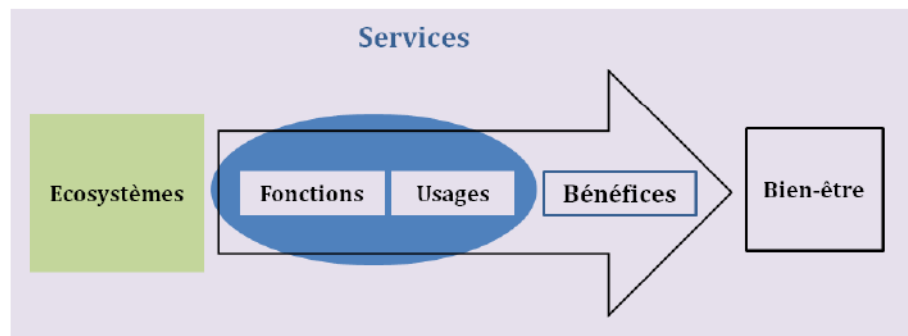


FIGURE 0.3: Schéma du lien entre les écosystèmes et le bien-être social (Source : Maresca *et al.*, 2011)

L'évaluation économique peut être un instrument permettant d'appuyer l'utilisation rationnelle et la gestion des zones humides. Elle est une tentative d'attribution de valeurs quantitatives aux biens et services fournis par les écosystèmes (Barbier *et al.*, 1997). Le développement des connaissances et la compréhension accrue des zones humides ont permis d'appréhender de manière plus juste la "valeur écologique" de ces écosystèmes. Les décideurs publics qui cherchent à conjuguer respect de l'environnement et conservation de l'activité économique font face à un problème de choix : comment décider qu'une zone humide a plus de valeur qu'une activité économique, quelle qu'elle soit ? Cette question trouve des éléments de réponses dans l'évaluation des biens/services environnementaux. La diversité des services fournis par les zones humides implique l'utilisation de différentes méthodes d'évaluation. L'évaluation des services environnementaux tient sa justification dans l'impact qu'ont ces services sur le bien-être social. L'évaluation économique s'effectue à partir d'un usage effectif des écosystèmes (Figure 0.4) : du fait de la multiplicité des biens et services écosystémiques, l'évaluation porte, en premier lieu, sur la demande de services ; l'offre de services émanant des zones humides étant indépendante de la demande humaine. D'une part, il s'agit des fonctions écosystémiques qui sont des processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes, d'autre part, il s'agit des services écosystémiques qui sont les bénéfices retirés par l'Homme du processus biologique.

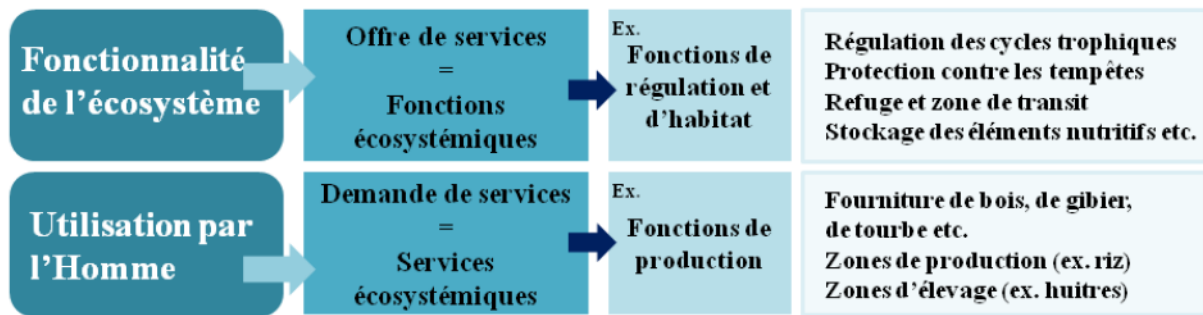


FIGURE 0.4: Offre et demande de services écosystémiques (Source : auteur)

L'évaluation économique permet d'apprécier l'impact des services écosystémiques fournis par les zones humides sur le bien-être social. Elle s'établit sur le calcul du gain ou de la perte de bien-être associé à la variation des biens et services environnementaux et met en évidence les liens entre les services et les bénéfices. Son objectif est d'intégrer dans l'évaluation des projets ou des politiques les enjeux liés à une variation des écosystèmes dans un cadre de mesure unique autorisant la comparabilité avec les autres impacts économiques et sociaux (Costanza *et al.*, 2014).

L'objectif principal de l'évaluation économique est d'aider à prendre les décisions de gestion qui conviennent aux zones humides et de déterminer la rentabilité globale des diverses utilisations concurrentielles des ressources des zones humides (Barbier *et al.*, 1997). Pour parvenir à évaluer les zones humides et permettre aux décideurs d'établir une politique de gestion de ces milieux, de nombreuses méthodes d'estimation sont mobilisées. Ces méthodes permettent d'estimer la valeur de biens à usage direct mais également de prendre en compte les autres valeurs économiques des zones humides. Le concept de Valeur Économique Totale (Encadré n°2) joue un rôle important car il permet de balayer l'éventail de valeurs fournies par les zones humides et de voir au-delà de l'usage direct que nous en retirons.

Comment évaluer ?

S'il existe plusieurs méthodes d'évaluation des services écosystémiques, c'est pour répondre à la variété des services offerts. En effet, les zones humides sont composées d'une mosaïque de milieux offrant une diversité de paysages et d'espèces faunistique et floristique. Ces espaces permettent la fourniture d'une variété de services : les aménités paysagères, les activités récréatives, éducatives et sportives, l'in-

térêt patrimonial *etc.* Selon le service considéré, nous ne mobilisons pas la même méthode d'évaluation. Par exemple, les services permettant les activités récréatives, éducatives et sportives seront davantage observés sous l'angle de la méthode hédonique ou du coût de déplacement (préférences révélées), tandis que les services à vocation passive seront plutôt abordés par la méthode d'évaluation contingente (préférences déclarées) (Brahic et Terreaux, 2009; Bontems et Rotillon, 2010; Morardet, 2009; MEA, 2005). De Groot (1987) met cette dimension en avant en disant que *“l'une des principales raisons pour lesquelles l'Homme puise continuellement dans l'environnement naturel [est] la nature de court terme du processus de planification économique, qui ignore en grande partie les effets négatifs de long terme de la production économique sur l'environnement”*⁴. Malgré cette limite, il s'avère que la population est, en générale, favorable à la conservation des zones humides mais qu'elle ignore quelles décisions sont prises et sur quels critères de réussite sont établis les programmes (King et Herbert, 1997). Pour une plus grande clarté dans le processus de décisions et une meilleure adaptation aux milieux ciblés, King et Herbert (1997) proposent de distinguer les zones humides en fonction de leurs caractéristiques (taille, hydrologie *etc.*), de leurs fonctions et des services associés et de retenir que chaque zone doit être abordée différemment et en fonction des critères observés.

La difficulté dans la prise de décision relative aux zones humides réside dans l'ignorance de la valeur économique attribuée à ces zones et de la distinction entre leur valeur d'usage et leur valeur de non-usage (Figure b). L'encadré ci-après est un rappel sur ce qu'il faut prendre en compte lors d'une évaluation marchande. Il offre une première visibilité sur les différentes mesures existantes et ce à quoi elles sont adaptées. Bien qu'il soit difficile d'agréger dans un indicateur unique les différentes valeurs fournies par les écosystèmes, il ne s'agit pas d'attribuer une valeur économique à la totalité de la nature, mais de prendre en compte tous les enjeux liés à une variation donnée de la disponibilité des biens naturels considérés (Abbadie *et al.*, 2015).

4. Phrase traduite par l'auteur

Encadré n°2 : Valeur économique totale

La valeur économique d'un milieu naturel n'est pas uniquement fonction des biens directs qu'il fournit, comme le poisson, le gibier ou le bois. Cette valeur se décline en quatre grandes sous-parties : la valeur d'usage direct, d'usage indirect, d'option et de non-usage (Barbier, 1993). Ces composantes de la valeur économique des zones humides ne sont pas considérées dans les revenus du propriétaire terrien et cette valeur est souvent sous-considérée dans les décisions politiques. Les défaillances de marché, qui vont entraîner une mauvaise définition des droits de propriété ou des caractéristiques du bien, ne permettront pas d'échanger les biens et services écosystémiques de manière directe ou indirecte sur le marché (Brander et al., 2006). La proposition d'une analyse économique sur les services écosystémiques permet de rendre explicites ces mêmes valeurs (Barbier, 1993).

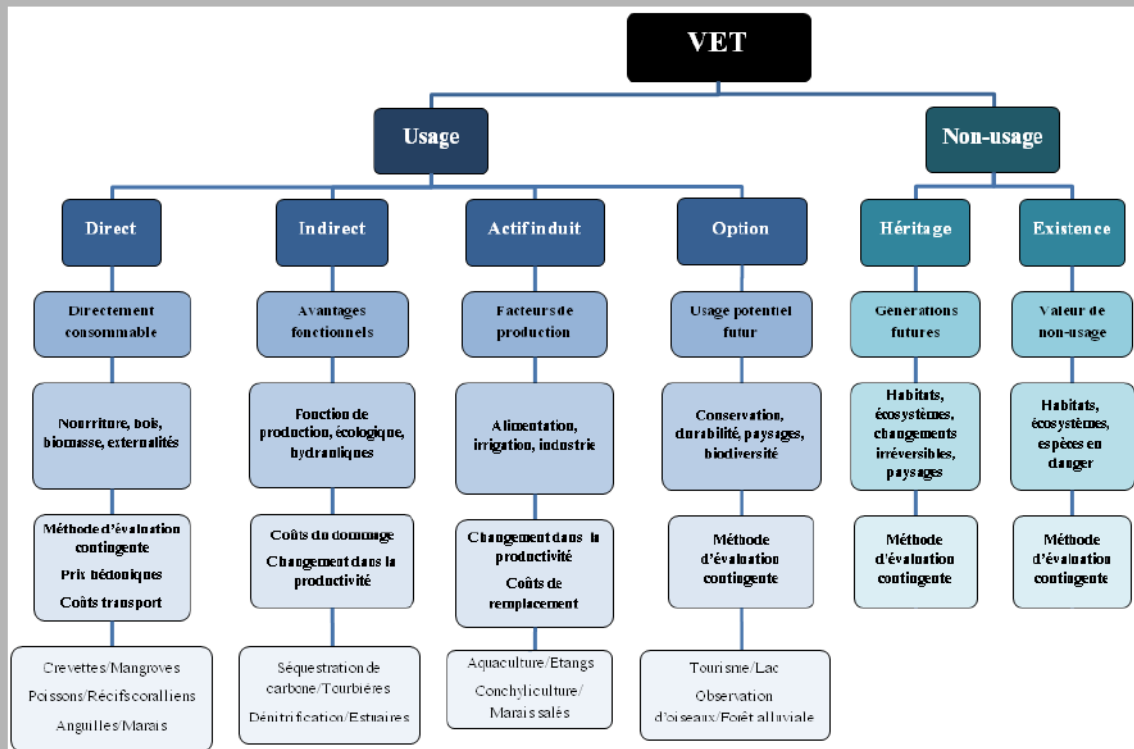


Figure b : VET des zones humides, biens et services et méthodes d'évaluation économiques associées
(Source : à partir de Aoubid et Gaubert, 2010)

La VET des zones humides distingue les valeurs selon l'usage que nous en retirons, puis selon le caractère direct ou indirect de cet usage. La valeur d'usage de l'environnement désigne à la fois les prestations directement consommables, telles que la nourriture, le bois, la biomasse (etc.) et celles indirectement utilisées telles que les fonctions de protection, de régulation, d'assimilation.

La valeur d'usage actif induit représente les services fournis par les zones humides en tant que facteur de production pour des services marchands (aquaculture principalement). La valeur d'option désigne celle attribuée à un usage potentiel futur. Cette valeur intervient du fait du caractère incertain de l'individu sur sa demande future de ressources et/ou sur la disponibilité de la zone humide dans le futur. La valeur de non-usage se divise en deux sous-catégories que sont les valeurs d'héritage et d'existence. La première désigne la valeur accordée aux caractéristiques environnementales conservées pour les générations futures, la seconde est placée sur l'existence même d'une composante de l'environnement, indépendamment de tout usage (Aoubid et Gaubert, 2010).

Nous avons ajouté à la présentation classique de la VET les différents biens et services selon les types de zones humides associés aux méthodes d'évaluation économique. Nous présentons quelques exemples en fonction de la catégorie de valeur étudiée. Par exemple, la valeur actif induit estime l'offre de potentialité d'aquaculture ou de conchyliculture offerte par les étangs ou les marais salés à travers les méthodes proposées. Nous n'avons précisé aucun exemple pour la valeur de non-usage car tous les types de zones humides et tous les biens et services offerts sont considérés tant pour l'héritage que pour l'existence.

L'évaluation des préférences individuelles des agents relatives aux biens et services écosystémiques peut s'aborder sous l'angle de quatre méthodes principales⁵ : l'évaluation par le coût de déplacement, la méthode hédonique, la méthode des coûts évités et la méthode d'évaluation contingente. Nous présentons brièvement ces méthodes afin de rendre compte des différentes valeurs que peuvent revêtir les zones humides, ou les biens/services ciblés, et ainsi de mieux justifier l'intérêt porté à leur préservation. Ces méthodes ne sont pas l'objet de cette thèse mais sont une étape nécessaire à l'étude des mesures de gestion/protection/restauration présentées dans le chapitre suivant.

L'évaluation contingente est une méthode d'évaluation directe. Elle repose sur une enquête d'opinion dans laquelle nous sollicitons les consentements à payer (ou à recevoir dans le cas d'une dégradation) de personnes interviewées pour éviter la dégradation ou améliorer la qualité d'un bien ou service environnemental identifié. C'est la seule méthode utilisable pour l'évaluation des valeurs de non-usage et des valeurs d'option (Choblet et Maslianskaia-Pautrel, 2009; Bontems et Rotillon, 2010). La méthode d'évaluation contingente est largement utilisée pour l'évaluation des biens non-marchands : le nombre d'études la mobilisant a considérablement augmenté depuis les années 1990 (Choblet et Maslianskaia-Pautrel, 2009). Cette méthode a notamment été utilisée en 1993 lors du

5. De nombreuses informations sur ces méthodes sont disponibles dans MEA (2005), De Groot *et al.* (2006), Morardet (2009), Brahic et Terreaux (2009), Bontems et Rotillon (2010) et Gaultier-Gaillard et Pratlong (2014).

procès du pétrolier Exxon Valdez pour l'évaluation des dommages engendrés par son naufrage sur les côtes de l'Alaska en 1989. Elle a également servi à estimer la valeur récréative de l'estuaire de l'Orne, située entre 200 et 440 €/ha/an ; la valeur patrimoniale de l'Ile de Rhinau (535 €/ha/an) ou la valeur totale de l'estuaire de la Seine qui s'étale sur 14 000 ha et concerne 500 000 ménages et est estimée à 530-1 600 €/ha/an (Aoubid et Gaubert, 2010). Les évaluations contingentes menées sur des zones humides soulignent tout de même une difficulté : celle d'évaluer non pas un service mais en ensemble de services écologiques interreliés et aux relations complexes (Point, 2010).

La méthode des coûts évités amène à se demander quels seraient les coûts engagés si les biens/services fournis venaient à disparaître⁶. Un des exemples bien connus relatif à cette méthode est celui du choix fait par la ville de New York en 1996 pour la gestion de ses eaux usées : pour maintenir la qualité de ses eaux, New York a choisi d'investir 1 à 1,5 milliards de dollars dans la conservation et la restauration des bassins hydrographiques des Castkills au lieu d'investir 6 à 8 milliards de dollars dans la construction d'une usine de traitement de l'eau (Chichilnisky et Heal, 1998). Nous pouvons également citer l'étude menée sur les tourbières du Tarn qui estiment à 600-700 €/ha/an l'économie en fourrage offerte par les zones humides (Aoubid et Gaubert, 2010).

La méthode des prix hédonistes est basée sur l'hypothèse d'un lien entre le prix d'un bien et ses différentes caractéristiques. La proximité d'un environnement de qualité influence à la hausse les prix des logements. Cette méthode a fait l'objet d'une étude sur le littoral finistérien dans laquelle Travers *et al.* (2008) estiment la valeur du littoral à travers le consentement à payer des acheteurs. Elle est peu utilisée pour estimer la valeur des zones humides car difficilement applicable dans le cadre de biens environnementaux complexes et/ou hétérogènes (Morardet, 2009). De plus, cette méthode d'évaluation requiert de nombreuses données souvent difficiles d'accès.

La méthode des coûts de déplacement, développée par Hotelling (1947), évalue la valeur économique d'un site à usage récréatif à partir des dépenses supportées par les usagers du site pour s'y rendre. Une enquête de fréquentation du site permet de recueillir des informations sur le lieu de résidence des visiteurs, leur temps de trajet, le nombre de visites annuelles, *etc.* (Bontems et Rotillon, 2010). L'étude menée par Aoubid et Gaubert (2010) estime à 52 € la dépense annuelle moyenne des 80 000 ménages profitant des valeurs récréatives et de non-usage de l'étang de Thau. Choblet

6. Point (1992) propose un exemple appliqué à l'ostréiculture ainsi qu'une estimation des pertes économiques suite à un dommage.

et Maslianskaia-Pautrel (2009) considèrent que cette méthode fournit la valeur minimale de la fonction récréative d'un site étudié.

Nous pouvons également citer la méthode basée sur les prix de marché, généralement associée à la méthode de l'évaluation contingente. Cette méthode déduit la valeur de biens ou services écosystémiques à partir de leur prix sur le marché. Elle a notamment été appliquée par Laurans et Cattan (2000) pour comprendre la valeur économique des services rendus par les zones humides à travers l'étude de la pêche de loisir, l'extraction de granulats et les revenus agricoles. Cette méthode est assez peu utilisée car nécessite une bonne compréhension de la relation zone humide/usage associé et repose sur un grand nombre d'hypothèses dont la fiabilité n'est pas garantie (Bontems et Rotillon, 2010).

Il existe plusieurs méthodes d'évaluation des services écosystémiques selon que nous considérons la valeur d'usage, directe ou indirecte, d'option ou de non-usage (valeur d'existence ou d'héritage). La difficulté de ce type d'évaluation est de simuler le fonctionnement d'un marché là où il n'existe pas. Nous pouvons nous poser la question de la légitimité d'un tel exercice mais, dans la mesure où nous percevons l'importance des services écosystémiques lorsqu'ils régressent, cette solution est toujours mieux que de considérer des prix nuls pour des valeurs non révélées (Point, 2000). Évaluer économiquement un service rendu par un écosystème consiste à en extraire une des composantes du fonctionnement d'ensemble et à ne la considérer que par rapport au service rendu à une communauté donnée à un moment donné. La définition économique de la valeur des zones humides pose les mêmes questionnements que ceux vus précédemment. Le terme "valeur" ayant une connotation anthropocentrique suggère de devoir définir cette valeur au regard de la perception des Hommes. Les zones humides sont des systèmes à valeurs multiples, déterminer la valeur de chaque type de zone humide est complexe et ce d'autant que la valeur sociale des services fournis est généralement plus importante que la valeur commerciale. Les instruments de marché permettent d'intégrer la valeur intrinsèque des services écosystémiques rendus par les zones humides lorsque ceux-ci ne peuvent être quantifiés ou évalués. Ils jouent un rôle important dans l'amélioration des services écosystémiques en influençant la prise de décision et en favorisant la participation de nombreuses parties prenantes.

Problématique et plan de thèse

Les services écosystémiques sont à l'interface entre les sciences humaines et sociales et les sciences de la nature, intégrant autant les mécanismes sociaux que biologiques (Abbadie *et al.*, 2015). L'objet de cette thèse est de se demander comment améliorer la gestion des zones humides et des biens/services associés. D'une part, en intégrant les connaissances pluridisciplinaires aux modèles de gestion, que nous traitons dans les chapitres 1 et 2, où nous voyons comment l'économie est pensée comme un outil au service de l'Homme et de la Nature et où les préconisations environnementales et les intérêts économiques co-existent. À travers l'étude des outils de protection et des mesures de gestion des zones humides présentés dans le Chapitre 1 ainsi que des propositions de regroupement des acteurs de zones humides présentées dans le Chapitre 2, nous étudions les outils de gestion qui se veulent au plus près de la réalité de fonctionnement des écosystèmes. D'autre part, nous proposons d'améliorer la gestion des zones humides en combinant une approche économique à une approche biologique de manière à pouvoir rendre compte de la complexité de ces milieux dans les modèles économiques. Pour ce faire, nous basons cette thèse sur l'étude des fonctions écosystémiques fournies par les zones humides, que sont les fonctions d'habitat, de production et de régulation. À travers des modèles théoriques qui prennent en compte la base de fonctionnement des zones humides, nous utilisons une approche bioéconomique afin de tenir compte des interactions entre le processus économique et la dynamique écologique. Les modèles théoriques présentés dans les chapitres 3 et 4 intègrent les processus écologiques des zones humides à travers la prise en compte de leurs fonctions écosystémiques. La fonction d'habitat est traitée dans le Chapitre 2 à travers l'étude de la problématique de l'accessibilité des zones humides aux espèces piscicoles migratrices. La fonction de production, étroitement liée à la fonction d'habitat, est étudiée dans le Chapitre 4 à travers un modèle théorique de partage d'une zone humide entre production piscicole et production agricole. Nous traitons la fonction de régulation dans le Chapitre 3 en intégrant cette fonction dans un programme d'incitation à la réduction de rejets de polluants agricoles et de restauration de zones humides.

Le **Chapitre 1** fait état des éléments économiques existant pour la gestion des zones humides et définit de manière détaillée la multiplicité des biens et services offerts par les zones humides. La compréhension des zones humides étant un préalable indissociable à l'étude des méthodes de protection et de restauration, une présentation détaillée des fonctions écosystémiques et de la diversité des biens et

services fournis par les zones humides est présentée dans ce chapitre. La compréhension de l'importance de ces milieux a constitué la base historique du retournement des politiques publiques, passant alors de politiques incitant au drainage, à des politiques en faveur de la préservation des zones humides. Après avoir fait un état de l'évolution géographique de ces milieux, nous avons retracé l'évolution historique de la prise de conscience de leur importance, en rappelant le rôle primaire de la Convention de Ramsar, et de l'adoption de mesures juridiques et économiques. Le recensement des méthodes de gestion que nous proposons dans le Chapitre 1 permet d'avoir une vision générale de ce qui existe en matière de protection environnementale spécifique aux zones humides. La présentation de chaque méthode, de leur portée/efficacité et de leurs limites permet également d'entrevoir les diverses solutions envisageables pour les rendre plus efficaces.

Le **Chapitre 2** porte sur un cas d'étude particulier : l'estuaire de la Gironde. Cet estuaire abrite une grande quantité d'espèces piscicoles migratrices. Ces espèces, qui transitent par les cours d'eau du pourtour estuarien pour s'établir dans les zones humides ou pour y grossir, rencontrent des difficultés lors de leur transit, c'est pourquoi nous étudions la gestion économique des zones humides et de leur accessibilité et faisons des propositions en termes d'aménagement des cours d'eau. La présence d'obstacles le long des cours d'eau crée des barrières à la migration, empêchant les espèces de coloniser les zones humides présentes le long des cours d'eau et les mettant en danger lorsqu'elles stagnent devant ces obstacles. Les zones humides ne peuvent ainsi pas assurer leur fonction d'habitat. À partir d'une estimation des coûts d'aménagement des obstacles à la libre circulation des espèces, nous tentons de répondre à la volonté d'un retour de la continuité écologique des milieux. Notre étude est basée sur l'anguille européenne, espèce emblématique de l'estuaire de la Gironde. Après avoir estimé les coûts d'aménagement des ouvrages en eau, nous confrontons ces coûts aux capacités financières des gestionnaires de zones humides, puis nous étudions les possibilités de reconquête de l'ensemble des zones humides de l'estuaire. Nous nous intéressons à la recherche de l'efficacité bioéconomique à travers l'étude du regroupement ou de la fusion des acteurs des zones humides. Ce deuxième chapitre présente une analyse coût-efficacité de l'aménagement des ouvrages de l'estuaire de la Gironde. Basé sur des données fournies par l'association MIGADO, ce chapitre porte sur une étude de terrain.

Le **Chapitre 3** propose une modélisation de la fonction de régulation offerte par les zones humides couplée à la problématique des rejets agricoles. Ce chapitre présente un programme de production agri-

cole dans lequel les agents sont incités à réduire la pollution qu'ils émettent grâce à la restauration de zones humides. Pour accroître la production, l'activité agricole mobilise des engrais constitués de nitrate et de phosphore. Ces nutriments sont essentiels à la croissance des plantes et des animaux, mais fragilisent l'écosystème lorsqu'ils sont présents en grand nombre. La fonction de régulation des polluants offerte par les zones humides est introduite et constitue la base de la mise en place d'un marché sur les rejets agricoles. En effet, la faculté qu'ont les zones humides d'absorber et de recycler ces nutriments nous amène à mobiliser ces milieux comme régulateur des pollutions agricoles et à étudier l'efficacité de la mise en place d'un marché de permis comme outil de gestion indirect des rejets agricoles. Le marché de permis cherche à encourager la restauration de zones humides ainsi qu'à réduire les rejets agricoles. L'intégration de la fonction de régulation dans les processus de production agricole permet de proposer un outil de gestion des rejets agricoles efficace car il encourage à la fois la réduction des rejets et la restauration de zones humides.

Enfin, le **Chapitre 4** porte sur un modèle théorique de l'arbitrage entre deux activités qui dépendent d'un même écosystème. À partir d'une modélisation dynamique d'une activité de pêche et d'une activité agricole en conflit d'usage, nous cherchons à déterminer la taille optimale de surface agricole compte tenu des paramètres économiques en jeu et de la fonction de production offerte par la zone humide. L'analyse statique de notre modèle détermine un outil compensatoire pour inciter l'agriculteur à céder une partie de ses terres. Dans la partie dynamique, la détermination de l'équilibre stationnaire de la ressource permet au régulateur d'encourager les agents, grâce à une subvention, ou de les désinciter, à l'aide d'une taxe, dans le but d'atteindre l'état stationnaire de la ressource déterminé à partir de la dynamique biologique du stock de poissons et des fonctions de profit des deux agents.

Les problématiques soulevées et présentes dans les zones humides sont les points de départ des quatre chapitres de cette thèse, portés par la problématique centrale qu'est celle de la gestion de ces milieux. Dans cette introduction générale, nous avons mis en évidence l'importance économique des zones humides et des biens et services environnementaux fournis. Nous nous intéressons à présent au Chapitre 1 qui présente une définition détaillée des zones humides et des fonctions écosystémiques qu'elles assurent, ainsi qu'un recensement des mesures de gestion et de protection.

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

L'étude de la valeur économique des biens et services rendus par les zones humides constitue une base nécessaire (bien que non suffisante) à la mise en œuvre d'instruments économiques en leur faveur. La complexité de l'exercice d'estimation des valeurs écosystémiques rend parfois difficile la lecture économique de ces milieux. Malgré cela, des mesures de gestion sont mises en œuvre pour protéger et restaurer les zones humides. Basées sur la compréhension du fonctionnement écosystémique des zones humides, ces mesures ont pour objectif de pallier la tendance au déclin des zones humides à travers une protection juridique, des mesures de restauration, l'adoption de bonnes pratiques agricoles, une fiscalité particulière et/ou la compensation des dommages causés. La section 1.2 porte sur la définition générale des zones humides et présente de manière détaillée les fonctions écosystémiques et les biens et services fournis par ces milieux. La reconnaissance de l'importance écologique et économique des zones humides et la compréhension de ces écosystèmes et de la multiplicité des biens et services qu'ils fournissent est un préalable nécessaire à la mise en place de mesures de protection et de restauration que nous traitons dans la section 1.3.

1.1 Introduction

Les zones humides sont des lieux en perpétuelle évolution où interagissent les processus naturels et les processus socio-économiques. L'analyse de l'évolution de ces zones renvoie à la question du rapport de l'homme à son territoire, c'est-à-dire à la façon dont il le gouverne. Depuis les années 1970, la considération pour les zones humides s'est totalement renversée en passant de politiques de conversion et de drainage prédominantes à des politiques de protection et de restauration. Les zones humides ont acquis de l'importance et sont aujourd'hui protégées et restaurées pour leur rôle écologique majeur mais également pour leur valeur économique. Bien qu'elles représentent moins de 1% de la superficie mondiale, les zones humides fournissent 15% des biens et services rendues à l'Homme d'après Costanza *et al.* (1998), soit un rendement répertorié parmi les biomes terrestres estimé à 14 785\$/ha par an. En plus de leurs fonctions écologiques majeures, les zones humides ont une réelle valeur économique, rendue par la production de poissons et de gibiers, la gestion de la qualité de l'eau, la protection des inondations et orages, l'aspect récréatif et culturel (*etc.*). La reconnaissance de l'importance de ces milieux constitue une première étape vers leur protection et leur restauration.

Les zones humides sont préservées à diverses échelles : la Convention de Ramsar a pour objectif de donner une définition de référence des zones humides mondiales et d'aider à la reconnaissance de leurs fonctions fondamentales et de leurs valeurs économiques, culturelles et récréatives (Davis, 1994). Elle offre un cadrage institutionnel pour la protection et la valorisation des zones humides à l'échelle mondiale ainsi que des préconisations pour une gestion nationale. La Convention de Ramsar sert également de base à l'élaboration de la loi sur l'Eau de 1992 ainsi qu'à la loi n° 2005-157 relative au Développement des Territoires Ruraux qui crée un nouveau régime juridique spécifique aux zones humides. Parmi les outils de protection et de restauration des zones humides, la législation sur les zones humides constitue un point de départ permettant à la fois leur reconnaissance et leur préservation.

La première section de ce chapitre définit les zones humides, retrace leur évolution et présente leurs différentes fonctionnalités écosystémiques. Comprendre l'importance des services écosystémiques est une première étape vers la mise en place de mesures de protection et de restauration, que nous traiterons dans la seconde section.

1.2 Définition, évolution et fonctions des zones humides

L'objet de première section est de présenter le concept de zone humide qui constitue la base de réflexion de cette thèse. Nous allons le définir (Sous-section 1.2.1), faire un état des lieux de la présence de zones humides et de leur évolution (Sous-section 1.2.2) puis présenter le rôle écologique majeur qu'elles jouent tant à l'échelle internationale qu'à l'échelle locale (Sous-section 1.2.3).

1.2.1 Définition des zones humides

Telles que définies par la Convention de Ramsar, les zones humides sont “des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eau, naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, ce qui comprend les étendues d'eau de mer dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres” (Article 1.1 de la Convention de Ramsar, 1971).

Bien que la définition fournie par la Convention de Ramsar soit *a priori* largement répandue et acceptée, le terme de zone humide reste difficile à appréhender et à définir de manière exhaustive. Les zones humides sont caractérisées par de l'eau peu profonde, des sols uniques et une végétation spécifique. Ces trois facteurs pourraient suffire à déterminer de manière précise ce que sont les zones humides bien qu'une multitude d'autres caractéristiques distinguent ces milieux des autres écosystèmes : selon la présence d'eau une partie de l'année, la localisation entre terre et mer, la présence d'espèces adaptées aux zones humides ou encore la variabilité de leur taille. La grande variété de formes et types de zones humides peut être désignée par (Mitsch et Gosselink, 2007) : *Billabong, Tourbières, Carr, Dambo, Delta, Fen, Lagon, Mangrove, Marais, Mire, Lande, Muskeg, Oxbow, Pakihi, Playa, Pocosin, Marais Raupo, Marais Massette, Roselières, Ecosystèmes riverains, Marais salés, Cariçaie, Marécage, Marais d'eau douce, Turlough, Mares printanières, Vleis, Wadden et Prairie humides*. La figure ci-après donne une illustration de la variété de zones humides que nous pouvons trouver selon les espaces considérés.

Cette position d'interface implique que ces milieux constituent des écosystèmes parmi les plus riches sur le plan écologique (Mitsch et Gosselink, 2007). L'approche hydrologique des zones humides est très complexe et permet de mieux appréhender leur position d'interface ¹.

1. Pour une explication détaillée de l'hydrologie des zones humides, voir Mitsch et Gosselink (2007).

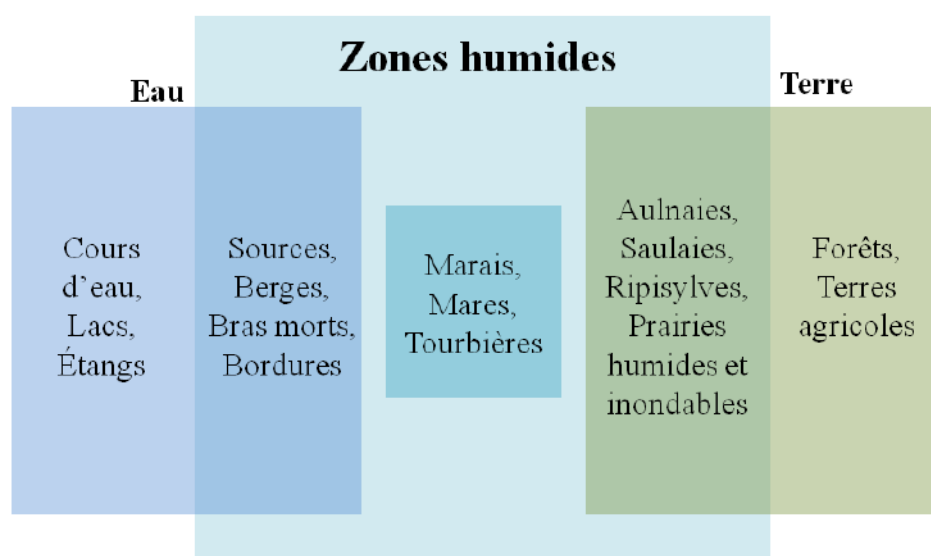


FIGURE 1.1: Variété des zones humides françaises à l'interface de la Terre et de l'Eau (Source : auteur)

1.2.2 Évolution des zones humides

Depuis le début du $XX^{\text{ème}}$ siècle, 60% des zones humides ont disparu au niveau mondial (Innes *et al.*, 1998). Comme le soulignent Barbier *et al.* (1997), l'activité humaine a, et a eu, des effets directs et indirects considérables sur le taux de changement de ces écosystèmes. Autrefois vues comme des terres à faible intérêt économique, les zones humides ont été largement converties en terres agricoles, industrielles ou résidentielles avec le soutien de politiques favorables à ces conversions. Les principales causes humaines de pertes et de dégradation des zones humides sont le drainage, le dragage et la canalisation des cours d'eau, le dépôt de matériau de remplissage, l'endiguement et la construction de barrages, le labourage agricole, la construction, les rejets agricoles, les excès de nutriments, l'introduction d'espèces non indigènes, les pollutions de l'air et de l'eau et le pâturage par les animaux domestiques.

Barbier *et al.* (1997) expriment la difficulté de chiffrer l'ampleur de la disparition des zones humides à l'échelle mondiale. Ils présentent néanmoins quelques chiffres pouvant servir d'indicateurs : par exemple, les États-Unis ont perdu environ 87 millions d'hectares (54%) de leurs zones humides d'origine et aux Philippines, de 1920 à 1980, environ 300 000 hectares (67%) des ressources de mangroves du pays ont disparu. Le tableau ci-dessous recense les taux de perte de zones humides de quelques pays européens entre les années 1900 et 1990. La faible connaissance de ces milieux et la mauvaise compréhension de leur rôle écologique et économique ont conduit à leur négligence et, aujourd'hui, à faire

face à une situation d'urgence pour les protéger et les restaurer.

Pays	Période	% de perte
Pays-Bas	1950-1985	55
France	1900-1993	67
Allemagne	1950-1985	57
Espagne	1948-1990	60
Italie	1938-1984	66
Grèce	1920-1991	63

TABLE 1.1: Perte de zones humides dans des pays européens durant le XX^{ème} siècle (Source : Barbier *et al.*, 1997)

Actuellement, en France métropolitaine, la superficie des zones humides est estimée à environ 1 550 000 ha, soit 2,7% du territoire (Després, 2009). Bien que les zones humides représentent une surface "négligeable" à l'échelle du territoire, elles sont néanmoins parmi les écosystèmes les plus productifs au monde. Selon les données de la Convention de Ramsar, la France aurait perdu, depuis le début du XX^{ème} siècle, 67% de ses zones humides en métropole, avec une accélération entre 1960 et 1990, où la moitié des zones humides a disparu (European-Commission, 2005).

Les zones humides sont parmi les écosystèmes les plus menacés au monde du fait de leur localisation (zones côtières, en fond de vallée *etc.*) (Fustec *et al.*, 2000). Face à ces fortes dégradations, la Convention de Ramsar s'est donné pour mission de "*favoriser la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides par des actions nationales et une coopération internationale, comme un moyen d'atteindre un développement durable à travers le monde*". La compréhension de l'importance économique et écologique de ces milieux est une première étape vers leur préservation et leur restauration.

1.2.3 Fonctions et biens et services fournis par les zones humides

Les écosystèmes des zones humides font partie de notre patrimoine naturel et apportent chaque année des services estimés à quelques milliers de milliards de dollars à l'échelle mondiale (Davis, 1994). Ces espaces revêtent une importance vitale du fait de leur forte contribution à la santé et au bien-être humain.

Depuis le milieu des années 1960, les références aux notions de fonctions, de services ou de valeur(s) économique(s) des écosystèmes sont de plus en plus présentes dans les publications scientifiques (De Groot *et al.*, 2002) et commencent à souligner l'importance de la préservation des ressources naturelles et la surexploitation dont les écosystèmes font l'objet (Daily, 1997). L'intérêt pour les connais-

sances scientifiques relatives aux zones humides s'accroît à partir des années 1970 (notamment grâce à l'impulsion donnée par la Convention de Ramsar), laissant entrevoir la multitude de services et fonctions fournis par ces écosystèmes. À partir des années 1990, nous relevons de plus en plus de contributions sur les bénéfices aux sociétés humaines des écosystèmes naturels (voir De Groot (1987); Davis (1994); Bingham *et al.* (1995); Daily (1997); King et Herbert (1997); Costanza *et al.* (1998); De Groot *et al.* (2002)). Bingham *et al.* (1995) soulignent l'importance d'estimer les services rendus, de manière à pouvoir les intégrer dans les processus de prise de décisions, de même que Costanza *et al.* (1998) qui font l'exercice d'estimation des biens et services rendus à l'échelle planétaire, dans le but de créer une prise de conscience de leur importance et de leur intérêt économique et écologique majeur. Les travaux d'évaluation des zones humides sont également de plus en plus présents (Lynne *et al.*, 1981; Gren *et al.*, 1994; Gren, 1995; Costanza *et al.*, 1998; Novitzki *et al.*, 2001).

Malgré cet intérêt croissant pour les écosystèmes et leurs fonctions, De Groot *et al.* (2002) soulignent le manque de cadre et de typologie des biens et services fournis. Ils proposent alors d'établir un schéma qui exprime les liens entre ces services et les valeurs socio-économiques associées et dressent une typologie des biens et services écosystémiques.

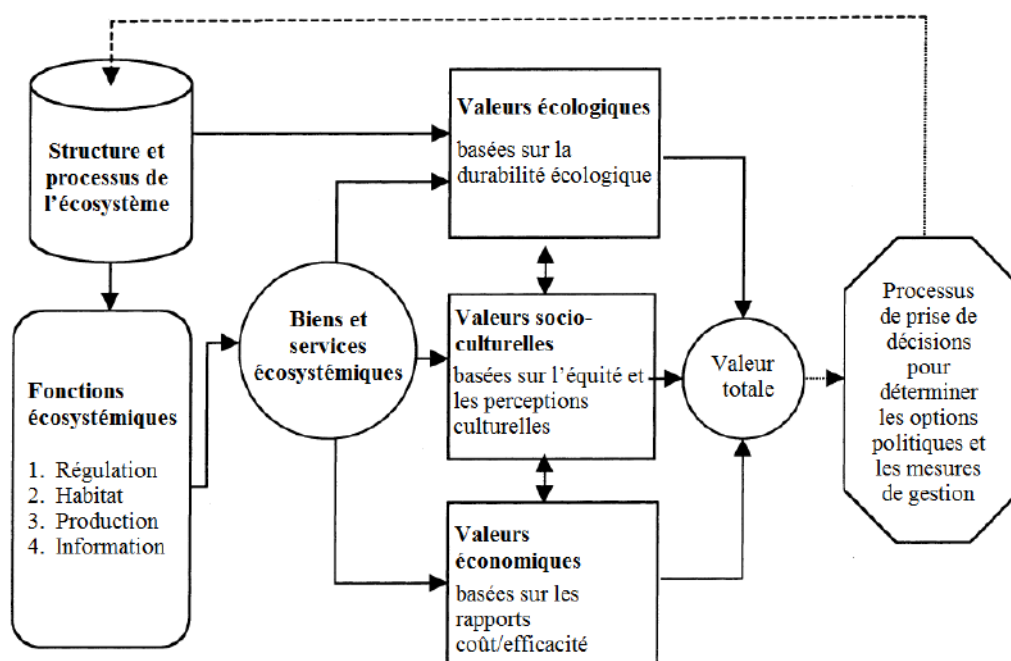


FIGURE 1.2: Schéma des liens entre services écosystémiques et valeurs socio-économiques associées (Source : à partir de De Groot *et al.*, 2002)

La première étape dans la compréhension des liens entre la fourniture de biens et services écosystémiques et les valeurs socio-économiques passe par une simplification de la lecture des fonctions écosystémiques. Les fonctions écosystémiques, décrites par De Groot (1987) comme “*la capacité des processus naturels et des composants à fournir des biens et des services qui satisfont les besoins humains, directement ou indirectement*”, sont regroupées en quatre catégories primaires :

Fonction de régulation : capacité des ressources naturelles et des écosystèmes semi-naturels à réguler les processus écologiques essentiels à la vie. En plus de maintenir la santé de l'écosystème, ces fonctions de régulation fournissent de nombreux services qui ont des avantages directs et indirects pour l'homme (l'air pur, l'eau, les services de lutte biologique...).

Fonction d'habitat : refuges et zones de reproduction des plantes et des animaux sauvages qui contribuent à la conservation *in situ* de la diversité biologique et génétique et des processus évolutifs.

Fonction de production : la grande diversité dans les structures de glucides fournit de nombreux biens à la consommation humaine, allant de la nourriture et des matières premières aux ressources énergétiques et au matériel génétique.

Fonction d'information : les écosystèmes naturels fournissent une fonction essentielle “de référence” et contribuent au maintien de la santé humaine en offrant des possibilités de réflexion, d'enrichissement spirituel, le développement cognitif, des loisirs, de l'expérience esthétique.

Les zones humides assurent la plupart de ces fonctions. Notons toutefois que toutes les zones humides ne fournissent pas l'ensemble des fonctions présentées, toutes catégories confondues. Cela est fonction de leur type et de nombreuses caractéristiques comme la taille, l'ancienneté, la proximité à l'urbanisation, l'usage, la hauteur géographique. Le tableau 1.2 illustre quelques exemples de services fournis par les zones humides selon la fonction écosystémique considérée².

1.2.3.1 Fonction de régulation

La fonction de régulation offerte par les zones humides est l'une des plus importantes pour le maintien de l'utilisation des ressources (Ming *et al.*, 2007; Simonit et Perrings, 2011). Elle est principalement fournie par les marais d'eau douce intérieurs, les marais salants intérieurs, les tourbières, les marécages à arbustes, les marécages boisés, les prés humides, les plaines alluviales, les marais salants côtiers, les mangroves et les marais d'eau douce maritimes (Fustec *et al.*, 2000). Cette fonction englobe la régulation

2. Pour une liste détaillée des services écosystémiques fonction des types de zones humides, se référer à MEA (2005)

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

Fonction de régulation	Fonction d'habitat	Fonction de production	Fonction d'information
<ul style="list-style-type: none"> • Qualité de l'air • Régulation du climat • Contrôle des pollutions • Recharge des nappes phréatiques • Régulation des cycles trophiques • etc. 	<ul style="list-style-type: none"> • Zone de nourricerie/de grossissement • Zone de transit/migration • Réservoir de biodiversité • Zone de reproduction 	<ul style="list-style-type: none"> • Nourriture : poissons, gibier, algues, invertébrés etc. • Production d'eau douce • Matériel génétique • Bois, tourbe, matières premières, carburants etc. 	<ul style="list-style-type: none"> • Service éducatif • Héritage culturel • Zones récréatives/spirituelles/artistiques • Information historique

TABLE 1.2: Fonctions écosystémiques fournies par les zones humides et quelques exemples de services associés
(Source : adapté aux zones humides à partir de MEA, 2005)

des cycles trophiques (localement et à distance), la protection contre les tempêtes, les fortes marées et les vents (Mitsch et Gosselink, 2007). Elle assure le maintien de la composition chimique dans l'air et les océans modérant les flux de carbone, d'azote et d'oxygène (Hawkins, 2003) et participe ainsi à la régulation du climat ainsi qu'à la prévention contre les perturbations environnementales. Les zones humides assurent le stockage des eaux, le retardement de la propagation des eaux de crue et la recharge des nappes souterraines. Grâce aux volumes d'eau qu'elles peuvent stocker, elles évitent une surélévation des lignes d'eau de crue à l'aval, permettent d'atténuer les crues et jouent un rôle de soutien des débits d'étiage en restituant lentement au cours d'eau l'eau stockée (De Groot *et al.*, 2002; Ming *et al.*, 2007). Les zones humides situées au bord des cours d'eau peuvent également assurer la consolidation du rivage (côtier et fluvial), faisant tampon contre l'érosion, et participer à la formation des sols (Hawkins, 2003).

Les zones humides jouent un rôle non négligeable dans le recyclage et stockage des éléments nutritifs, entraînant une amélioration substantielle de la qualité de l'eau (Fustec *et al.*, 2000). Nous mobilisons cet aspect particulier de la fonction de régulation dans le Chapitre 3 dans lequel nous proposons la restauration de zones humides en réponse à un excès de rejets agricoles polluants. Les flux hydriques dans les bassins versants anthropisés sont chargés en nutriments d'origine agricole et domestique. Les zones humides agissent comme des zones tampons, absorbant les nutriments non nécessaires à la vie floristique et faunistique (Trepel et Palmeri, 2002; Mitsch et Gosselink, 2007). Les études comparant l'efficacité de régulation des nutriments des zones humides et celle des usines de traitement attestent de l'efficacité

des zones humides et de l'importance économique qu'elles revêtent (Gren, 1995; Byström *et al.*, 2000). Une revue de la littérature en amont du modèle théorique présente divers travaux scientifiques mettant en avant l'efficacité de régulation des zones humides.

1.2.3.2 Fonction d'habitat

Comme le soulignent Simonit et Perrings (2011), les populations de poissons évoluant dans les zones humides sont sensibles à la qualité de l'eau. La fonction de régulation est essentielle pour assurer des habitats viables pour la faune et la flore dans les zones humides. Les fonctions de régulation et d'habitat sont essentielles pour le maintien des processus naturels, elles conditionnent les fonctions de production et d'information fournies par les écosystèmes.

Les zones humides constituent un fabuleux réservoir de biodiversité, offrant aux espèces animales et végétales les fonctions essentielles à la vie des organismes : l'alimentation (concentration d'éléments nutritifs) ; la reproduction, grâce à la présence de ressources alimentaires variées et à la diversité des habitats ; la fonction d'abris, de refuge et de repos notamment pour les poissons et les oiseaux (Daily, 1997). Tous les types de zones humides répondent à cette fonction primaire. En France, 50% de l'avifaune et 30% des espèces végétales sont propres aux zones humides (Aoubid et Gaubert, 2010). De plus, elles abritent 35% des espèces rares et en danger.

Les zones humides offrent des zones de nurserie pour les espèces aquatiques, des habitats pour les mammifères communs comme les cerfs, les sangliers ou les renards, mais aussi pour des espèces rares et protégées comme la salamandre ou bien d'autres amphibiens. Elles sont également des sites d'escale précieux pour les oiseaux migrateurs. Les oiseaux aquatiques migrateurs utilisent les zones côtières et zones humides intérieures pour se reposer, s'alimenter, se reproduire et nidifier au moins une partie de l'année. La protection de la biodiversité de ces milieux est considérée comme primordiale (Aoubid et Gaubert, 2010). Le bassin d'Arcachon, l'une des cinq zones humides d'importance majeure en France, abrite une grande diversité d'espèces d'oiseaux migrateurs, dont certaines sont rares voire très rares. Il se situe sur des trajets de migration les plus empruntés par les oiseaux et constitue une étape primaire pour les migrateurs. C'est aussi un lieu d'hivernage et de reproduction important : le bassin abrite 63% de l'effectif régional moyen des anatidés et foulques macroules et est un site d'importance internationale pour l'hivernage de la bernache cravant³. Les milieux humides sont essentiels à la survie

3. http://www.aquitaine.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Partie_I_BBassd_Arcachon-EtudeLoiLittoral-_3-11-

des espèces menacées ou en voie de disparition. Plus d'un tiers des espèces menacées aux États-Unis vivent, partiellement ou non, dans des zones humides.

Les réservoirs de biodiversité, que sont les zones humides, font de ces espaces des milieux à la richesse inégalée. Le terme biodiversité permet une vision d'ensemble des espèces que nous pouvons retrouver dans la chasse (oiseaux, grand et petit gibier), dans la pêche (poissons, mollusques et crustacés) ou dans l'usage médicinal ou pharmaceutique des espèces rares de plantes, d'algues, de champignons, d'insectes *etc.* De nombreux travaux mettent en corrélation la biodiversité et les zones humides en constatant les pertes de biodiversité associées aux destructions d'habitats (Hook, 1993; Endres et Radke, 1999; Able, 2005; Courrat *et al.*, 2009; Laurance *et al.*, 2012; Hoppole et Craft, 2013). L'article de Eppink *et al.* (2004) fait notamment référence à la corrélation entre perte de biodiversité, destruction d'habitat et croissance économique. Ils proposent une lecture des modèles portant sur l'usage du sol et de leurs interactions avec les zones humides ainsi qu'une approche bioéconomique de cette relation et simulent l'impact de l'expansion économique sur les surfaces de zones humides. Nous retrouvons des études menées sur ces questions de recherche chez Van den Bergh *et al.* (2001) et Chopra *et al.* (2004) notamment.

L'importance des zones humides en tant qu'habitat a fait l'objet de nombreuses réflexions scientifiques, tant dans les domaines de l'écologie, de la biologie ou de l'économie⁴. Les écologues et biologistes s'appliquent à démontrer la richesse des zones humides à travers l'étude des végétaux, des minéraux, de l'avifaune, migratrice notamment, des poissons, migrateurs ou non, des batraciens, du petit et grand gibier *etc.* Ils s'intéressent également, de plus en plus, à l'impact de la perte ou la fragmentation de l'habitat sur la biodiversité. Able (2005) s'intéresse aux estuaires en tant que zones de nourriceries importantes et espaces dont certaines espèces de poissons sont dépendantes. Il reconnaît l'importance de cet habitat majeur et s'intéresse plus particulièrement aux limites des termes "nourricerie" et "dépendant de l'estuaire". La définition d'une nourricerie est, pour lui, fonction de quatre facteurs : la densité, la croissance, la survie et le recrutement. Bien que la qualité de nourricerie d'un milieu soit à établir au cas par cas, l'estuaire, de par son caractère de transition entre les habitats océaniques et les habitats terrestres, est, de fait, un habitat dont les espèces sont dépendantes. Il est un *continuum* d'habitats. Nous pouvons compléter ce regard sur l'estuaire avec les travaux de Saintilan (2004), Dolbeth *et al.* (2008) et Courrat *et al.* (2009) notamment. Enfin, nous nous intéresserons à la fonction d'habitat de l'estuaire de la

2006_cle73799e.pdf

4. Voir Courrat *et al.* (2009) pour un détail des références.

Gironde dans le Chapitre 2 à travers l'étude de l'accessibilité des zones humides aux espèces piscicoles migratrices.

1.2.3.3 Fonction de production

La fonction de production, mise à disposition par l'ensemble des zones humides, à divers degrés, englobe la fourniture de nourriture, de bois, de poissons, de gibier, de tourbe, de roseaux, de fourrure, d'oiseaux aquatiques et offre des espaces très utiles au pâturage extensif. Ces fonctions sont également des ressources génétiques et médicales très utiles.

La fonction de production est une approche socio-économique des biens fournis par les zones humides. Ces biens sont directement exploités par l'Homme. Il existe une multitude de biens offerts par les zones humides : la nourriture, les populations animales commercialisées, le carburant ou encore la production de bois et de fibres. Les zones humides offrent des espaces pour produire le riz et les cranberries par exemple. Elles permettent également l'exploitation d'espèces animales, comme les poissons, les coquillages, les crocodiles. Aux États-Unis, la production de peaux de rats musqués élevés en zones humides représente une valeur annuelle de 70 millions de dollars tandis que l'industrie de l'alligator est évaluée à 16 millions de dollars (Mitsch et Gosselink, 2007). La production des secteurs de la pêche et de la conchyliculture en zones humides aux États-Unis représente 75% de la production et 90% de la pêche récréative. À titre d'exemple, les marais côtiers de la Louisiane produisent, à eux seuls, une récolte annuelle de poissons et de crustacés s'élevant à 244 millions de dollars (Fossum *et al.*, 2000). La récolte de la pêche commerciale aux États-Unis est estimée à plus de 2 milliards de dollars par an.

L'économie étudie la fonction de production pour les questions de la chasse et de la pêche, principalement. Dans les modèles de pêche traditionnelle (Clark, 1985), les espèces évoluent selon une fonction de croissance logistique dépendante du niveau initial du stock de la ressource, de son taux de croissance intrinsèque et de la capacité de charge de l'habitat dans lequel elle évolue. C'est ce dernier paramètre qui permet de faire varier l'habitat des espèces pêchées : il permet de tenir compte à la fois d'une destruction de l'habitat ainsi que d'une détérioration de sa qualité, comme nous pouvons le voir dans les travaux de Le Fur (1998), Seidl et Tisdell (1999), Wu *et al.* (2009), Yukalov *et al.* (2009) et Udumyan *et al.* (2010). Ces travaux, ainsi que de ceux que nous présentons dans le Chapitre 4 et en Annexe I, apportent les éléments de conclusion suivant : les modèles de pêche doivent intégrer la qualité de l'habitat de manière à mieux représenter la réalité de la pêche et adapter les quotas de prélèvement. L'établissement

d'un lien entre la qualité de l'habitat et son impact sur les stocks (et donc sur la production) permet une meilleure appréhension d'une gestion durable de la pêche. La fonction d'habitat est une base essentielle à l'exploitation économique des espèces évoluant dans les zones humides (Hawkins, 2003). Il est d'ailleurs parfois délicat d'établir une frontière entre la fonction d'habitat et la fonction de production. Nous présentons une courte modélisation de l'impact d'une modification de la qualité de l'habitat en Annexe I : à travers une fonction logistique modifiée, nous montrons comment la prise en compte de la qualité de l'habitat modifie les équilibres des modèles de pêche.

1.2.3.4 *Fonction d'information*

Enfin, la fonction d'information, également nommée fonction culturelle, est fournie par toutes les zones humides à divers degrés. Cette fonction inclut les fonctions d'information esthétique, de récréation, d'information culturelle et artistique, d'information historique et spirituelle et sont des sources d'inspiration pour la science et l'éducation. La fonction d'information est notamment étudiée par les méthodes d'évaluation environnementale.

Les écosystèmes naturels jouent un rôle essentiel dans la régulation et le maintien des processus écologiques et des systèmes de soutien de la vie sur Terre. Le maintien de la biosphère dépend d'un équilibre très délicat entre de nombreux processus écologiques. Comme l'exprime Knight (1997), les fonctions assurées par les zones humides sont intimement liées : *“Directement ou indirectement, du fait de la faune et de la flore présente dans les zones humides, les gens sont attirés par ces systèmes [Habitat + Information]. Les plantes offrent de la nourriture et des fibres [Production]. Les animaux sauvages peuvent également fournir une ressource alimentaire ou de la fourrure ou [...] les oiseaux peuvent attirer les humains par leur esthétique [Habitat + Production + Information]”*.

La prise de conscience généralisée de l'importance des milieux humides a conduit à un renversement de politiques, passant de politiques de drainage et d'assèchement à des politiques de protection et de restauration. La connaissance des zones humides constituent une première étape vers leur protection et leur restauration, c'est pourquoi nous nous intéressons, à présent, aux mécanismes qui visent à les préserver et restaurer.

1.3 Protection et restauration des zones humides

La première cause attribuée à la perte directe de zones humides est la conversion des sols à des fins agricoles. Le développement rural, l'eutrophisation, la surexploitation, l'introduction d'espèces invasives et la pollution sont également sources de dégradation voire de destruction de ces milieux (MEA, 2005; Smardon, 2009). Pour renverser cette situation et tenter de recouvrer les zones humides, de nombreuses formes d'incitations existent, à commencer par la reconnaissance internationale que la Convention de Ramsar leur accorde à partir des années 1970. S'en suivront de nombreuses mesures de protection qui permettront d'établir un cadre juridique nécessaire à la mise en place de mesures économiques incitatives. Les instruments économiques permettent d'inclure les mesures proposées au cœur des forces du marché et ainsi, par l'intermédiaire du système de prix, améliorer la prise de décision en réduisant les écarts entre la valeur de l'environnement pour les individus et pour la société dans son ensemble. Les instruments de marché permettent d'intégrer la valeur intrinsèque des services écosystémiques rendus par les zones humides lorsque ceux-ci ne peuvent être quantifiés ou évalués. Ils jouent un rôle important dans l'amélioration des services écosystémiques en influençant la prise de décision et en favorisant la participation de nombreuses parties prenantes. Nous étudierons, dans les chapitres suivants, ces mesures qui servent de base à notre analyse et permettent de faire des propositions de gestions compatibles avec la volonté de préservation des milieux humides. Dans cette seconde section, nous étudions les mesures de protection des zones humides, en commençant par la réglementation (Sous-section 1.3.1) puis la fiscalité (Sous-section 1.3.2), puis nous nous intéressons aux mesures agro-environnementales (Sous-section 1.3.3), aux mesures de restauration (Sous-section 1.3.4) et enfin aux mesures compensatoires (Sous-section 1.3.5)

1.3.1 La réglementation en faveur des zones humides

Il existe un grand nombre d'outils juridiques pour identifier, protéger et gérer les zones humides. Dès le début des années 1990, les notions de *trame* et de *réseau écologique* apparaissent en parallèle des politiques de *No Net Loss* américaines instaurées en 1989 par la présidence de George H.W. Bush. À l'échelle de la France, la Trame Verte et Bleue (TVB) désigne officiellement un des grands projets nationaux du Grenelle de l'Environnement (2007). Elle s'est donnée pour objectif de restaurer ou de créer des corridors biologiques, des réservoirs de biodiversité ainsi que des zones tampons. Cette TVB fournit un cadre d'action aux schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGEs)

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

Loi sur l'eau du 3 janvier 1992 : gestion équilibrée et durable de la ressource qui vise à assurer la préservation des zones humides.

Directive Cadre sur l'Eau du 23 octobre 2000 : " Les zones humides peuvent contribuer à l'atteinte du bon état des cours d'eau et des plans d'eau. "

Loi relative au Développement des Territoires Ruraux du 23 février 2005 : " la préservation et la gestion durable des zones humides sont d'intérêts général. "

Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques du 30 décembre 2006 rénove la loi sur l'eau de 1992 et la modifie dans le but d'atteindre les objectifs de la DCE. Elle renforce le contenu et la portée juridique des SAGE et instaure des moyens d'action (PAGD de la ressource en eau et des milieux aquatiques et le règlement du SAGE).

TABLE 1.3: Zones humides : quatre principaux textes de loi (Source : auteur)

et aux schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGEs), initialement conçus pour mettre en application les grands principes de la loi sur l'Eau du 3 Janvier 1992 qui a permis le passage d'un droit d'assèchement des zones humides à celui d'un droit de protection. Présentée dans le tableau 1.3, cette loi a initié une volonté de préservation des zones humides également présente dans les lois de 2000 (Directive Cadre sur l'Eau), 2005 (Loi relative au Développement des Territoires Ruraux) et 2006 (Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques). L'Union Européenne a établi un cadre communautaire pour la protection et la gestion des eaux en instaurant la Directive Cadre sur l'Eau qui procède au recensement des bassins hydrographiques (notamment des eaux de transition telles que les marais) et met en œuvre des protocoles d'évaluation de la qualité des eaux depuis 2010. La DCE a également pour objectif de veiller à l'amélioration de l'état des écosystèmes aquatiques ainsi que des écosystèmes terrestres et zones humides qui en dépendent directement. La volonté de restaurer la continuité territoriale de la DCE va de paire avec la création d'une TVB impulsée par le Grenelle de l'Environnement. Enfin, la loi DTR affine davantage la spécificité juridique des zones humides tandis que la loi EMA renforce les mesures contre les pollutions diffuses dans les zones humides d'intérêt particulier.

Les lois, la TVB, les SDAGEs, les SAGEs et les catégories de zones humides (respectivement) fonctionnent en système d'entonnoir : chaque strate réduit un peu plus les objectifs de la précédente et respecte les préconisations générales. Par exemple, la TVB rassemble l'ensemble des objectifs posés par la législation et cible davantage les zones humides dans les objectifs généraux d'utilisation, de mise en valeur et de protection quantitative et qualitative de la ressource en eau. Il en est de même pour le SDAGE dont les objectifs principaux sont la préservation des écosystèmes aquatiques, des sites et des

zones humides, la protection contre toute pollution et la restauration de la qualité des eaux. Les grandes orientations définies par le SDAGE sont ensuite appropriées par les SAGEs répartis par bassins versants. Par exemple, le SAGE estuaire de la Gironde, s'appliquant sur 3 807 km² autour de l'estuaire, à cheval sur les départements de la Gironde et de la Charente-Maritime, a une liste d'enjeux cohérente avec le SDAGE portant sur l'environnement global et la place de l'estuaire dans son bassin versant, la qualité des eaux superficielles, le bon état écologique des zones humides, le risque inondation *etc.*

La loi relative au développement des territoires ruraux de 2005 introduit trois types de délimitations de zones humides (Lavoux *et al.*, 2010). Un dispositif juridique plus ou moins contraignant est appliqué selon que nous nous trouvons en zone humide, en zone humide d'intérêt environnemental particulier (ZHIEP) ou en zone stratégique pour la gestion de l'eau (ZSGE). Le tableau 1.4 présente les règles de droit interne, les règles communautaires et le droit international applicables aux zones humides⁵.

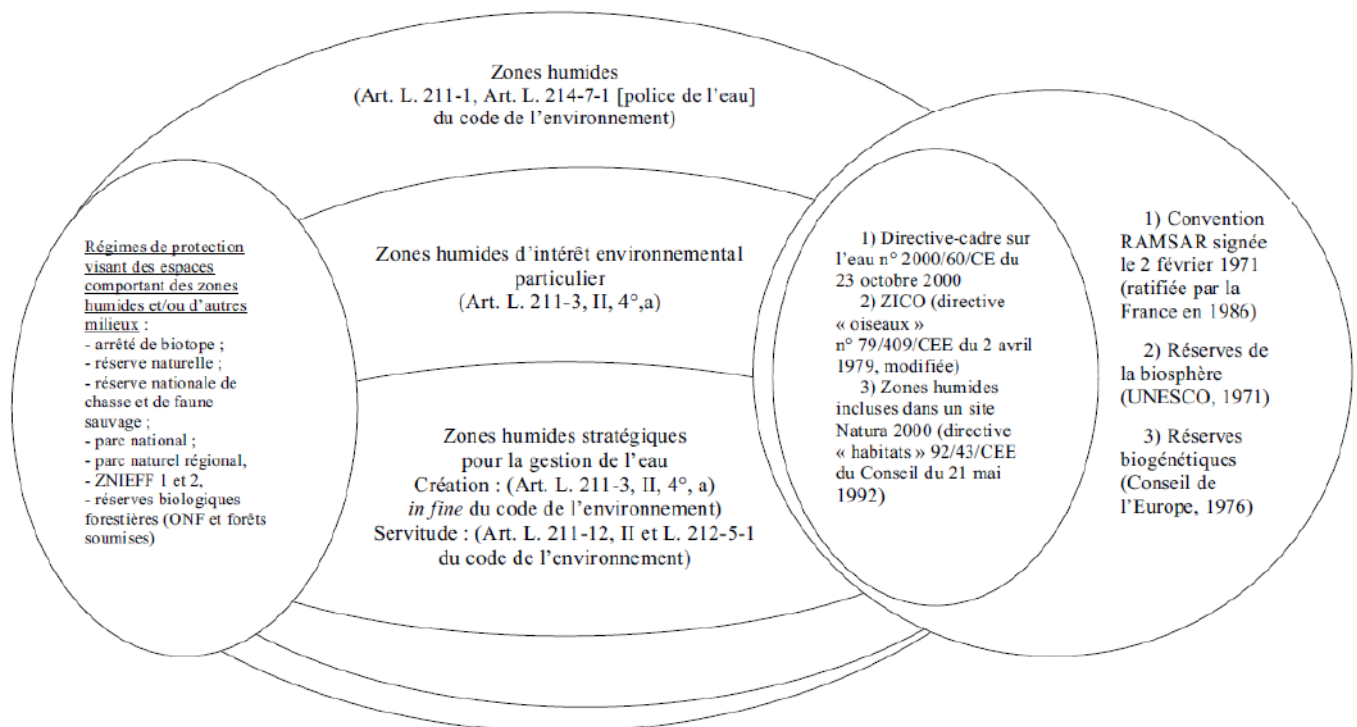


TABLE 1.4: Schéma relatif aux règles de droit interne, aux règles communautaires et au droit international applicables aux zones humides (Source : Bourdin, 2009)

5. Voir http://www.pole-lagunes.org/ftp/web/2010/fevrier/guide_juridique/Guide_juridique_Cize12010.pdf pour une présentation assez complète des diverses réglementations s'appliquant aux zones humides à plusieurs échelles.

Cette volonté de protéger et restaurer les zones humides s'est développée grâce à l'évolution des connaissances et à la meilleure compréhension du fonctionnement de ces écosystèmes de transition. L'application de la législation en faveur des zones humides passe par la localisation des sites concernés, c'est à dire par la réalisation d'inventaires des zones humides, et par la mise en place d'une stratégie d'action une fois celles-ci localisées. Ceci soulève cependant le problème de délimitation de ces espaces dû, notamment, à leur définition complexe. Cizel (2006) souligne que l'absence d'un organisme national de référence disposant des compétences techniques nécessaires à la délimitation des zones humides constitue un problème. La situation en Gironde témoigne du fait que les zones humides demeurent des espaces au statut incertain et contesté (Point, 2012b). Selon qu'elles soient délimitées en fonction de leur effectivité, leur potentialité ou leur disponibilité, les enveloppes territoriales de zones humides sont différentes. La Figure 1.3 confronte d'une part l'enveloppe territoriale établie par le SAGE de l'estuaire de la Gironde (zones en vert) avec les espaces contestés par la Communauté Urbaine de Bordeaux, la chambre d'agriculture, des exploitants agricoles *etc.* Les zones rouges sont les zones contestées par les acteurs, les zones orange sont les zones à expertiser et les zones bleus sont les zones à ajouter.

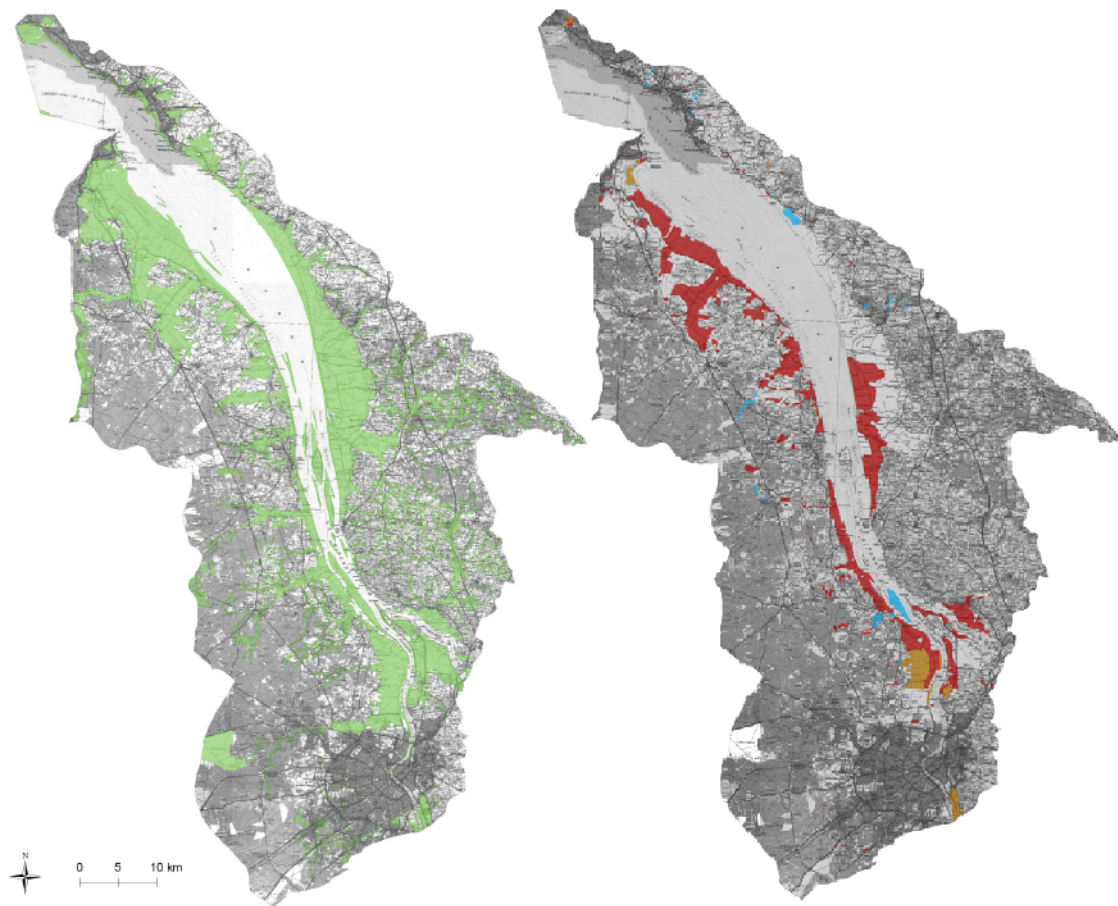


FIGURE 1.3: Enveloppe territoriale des principales zones humides du SAGE (à gauche) et zones humides contiguës (à droite) (Source : Larrat *et al.*, 2010)

Les différentes expertises de délimitations de zones humides permettent toutefois de déterminer l'enveloppe territoriale des principales zones humides sur le territoire du SAGE "estuaire de la Gironde et milieux associés" (Larrat *et al.*, 2010). D'après l'arrêté "Zones Humides" du 01/10/09 modifiant celui du 24/06/08, un seul critère (sol ou végétation) suffit à prouver l'existence d'une zone humide. Ainsi, chaque expertise est venue compléter l'autre dans le cas de données trop imprécises. Cependant, la critique majeure adressée par Bourdin (2009) dans son rapport sénatorial sur les politiques en faveur des zones humides est celle du choix de l'échelle spatiale : la cartographie des zones humides françaises imposée à 1/100.000^e par l'Union Européenne s'avère inadaptée lors de l'élaboration de documents d'objectifs. Il ajoute que la photo-interprétation et l'utilisation des couches géographiques conduisent à négliger des micro-zones humides qui contribuent efficacement à la qualité de certains milieux.

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

L'outil cartographique permet d'améliorer la connaissance des zones humides, de suivre l'évolution spatiale et temporelle de ces milieux essentiels mais fragiles, et d'informer et sensibiliser la population. Il constitue la base des politiques de préservation et de restauration des zones humides. Doit s'ajouter à cette information géographique une information de nature économique. La préservation et la reconquête des zones humides sont des problématiques récentes. La compréhension de l'intérêt économique et écologique majeur de ces espaces a motivé leur compréhension économique à travers l'estimation de la valeur des services écosystémiques fournis par les zones humides. L'évaluation monétaire de ces milieux peut transférer une partie de l'information en indicateurs qualitatifs et quantitatifs. Deux étapes sont nécessaires pour développer une réflexion sur la valeur économique des services fournis par les zones humides (Fustec *et al.*, 2000) : reconnaître ces hydrosystèmes comme un capital naturel générateur de services et rendre visible la valeur des services délivrés.

S'ajoutent aux protections réglementaires des protections foncières ayant pour objectif d'acquérir des zones humides afin de les protéger durablement. En 2009, le Conservatoire du Littoral (opérateur principal dans la maîtrise foncière) cumulait un total de 98 737 ha de zones humides et a obtenu l'autorisation du Conseil d'Administration pour l'acquisition future de 133 535 ha supplémentaires (Lavoux *et al.*, 2010). Les agences de l'eau sont également habilitées à mener une politique active d'acquisition de zones humides non couvertes par le Conservatoire. Elles pourront notamment s'opposer au retournement des prairies et au drainage. Enfin, la maîtrise foncière peut également être portée par les conservatoires régionaux d'espaces naturels, les départements ou encore les sociétés d'aménagement foncier et d'établissement rural (SAFER). Ces dernières disposent par ailleurs d'un puissant levier pour créer des servitudes environnementales du fait de leur statut privé. Par exemple, la SAFER et l'agence de l'eau Artois-Picardie ont développé, depuis la loi Grenelle II de 2010, une politique d'acquisition de parcelles agricoles en zones humides à des fins de lutte contre l'artificialisation des sols. Bien que leur politique d'acquisition soit encore jeune (2012), leur partenariat avec la Fédération de Pêche du Nord et les négociations avec les agriculteurs semble traduire une volonté forte de préservation des zones humides.

1.3.2 La fiscalité comme mesure de protection des zones humides ?

Auparavant soumises à une fiscalité lourde et à des aides incitatives provoquant leur disparition, les zones humides sont désormais protégées par une multitude d'outils fiscaux et financiers. À l'égal des marchés économiques, la fiscalité est demeurée aveugle à la valeur écologique et économique des zones humides et a favorisé leur destruction en faveur d'activités économiquement rentables (Sainteny, 1998).

À partir des années 1990, la volonté d'« examiner les possibilités d'adapter les régimes fiscaux pour atteindre [...] des objectifs socio-économiques et environnementaux » a été émise par l'OCDE (1991). Une série de mesures fiscales a vu le jour, à commencer par la taxe foncière sur les propriétés non bâties (TFPNB), instaurée suite à la loi DTR de 2005, qui est passée d'un statut de « taxe contraignante » à « taxe encourageant la préservation des zones humides ». À l'origine, cette taxe contraignait les propriétaires à mettre en culture leurs terrains afin de réduire la charge économique. Depuis son application en 2006, des exonérations particulières sont accordées par l'État afin d'inciter les propriétaires à adopter une gestion durable de ces zones⁶ à travers leur engagement sur la conservation du caractère humide des parcelles, la préservation de l'avifaune, le maintien des parcelles en nature de prés et prairies naturelles, d'herbages, de pâturages *etc.* Le tableau 1.5 résume les différents types d'exonération existants.

L'estimation des surfaces concernées par l'exonération de la TFPNB est comprise entre 1,5 et 3 millions d'hectares⁷, ce qui n'est pas concluant d'après Cize! (2006) à cause d'un manque de lisibilité des mécanismes d'exonérations fiscaux et d'aides en faveur des zones humides trop timides. Aucun résultat précis n'est avancé quant aux surfaces effectivement engagées d'après Bourdin (2009). Il indique toutefois que, selon le MEEDDAT (Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire), 1,5 millions d'hectares auraient été engagées en 2009, pour 3 millions initialement prévue en 2005.

Le comité d'évaluation des dépenses fiscales a également jugé cet outil inefficace, ce qui a conduit à sa suppression partielle dès 2014 (Article 5 de la loi n°2012-325 du 7 mars 2012). Les zones humides françaises retrouvent désormais des taux d'imposition de 100% sur les parts départementales et régionales de la TFPNB et 80% sur la part communale, excepté pour les zones Natura 2000 dont l'exonération à 100%

6. Voir <http://www.zones-humides.eaufrance.fr/reglementation/fiscalite-speciale-zone-humide> pour le détail des zones humides concernées par l'exonération et les conditions requises.

7. A titre indicatif, la surface agricole utilisée (SAU) française représente environ 27 millions d'hectares, soit environ la moitié du territoire national (http://www.insee.fr/fr/themes/document.asp?ref_id=T10F172).

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

Milieux concernés	Protection ou/et gestion exigée	Catégories fiscales	Taux d'exonération	Durée de l'exonération
Zones humides	Engagement de gestion	2 - prés, prairies naturelles, herbages et pâturages 6 - landes, pâtis, bruyères, marais, terres vaines et vagues (y compris les tourbières naturelles, c'est-à-dire non exploitées)	50 %	5 ans, renouvelable
Certaines zones humides protégées	Protection et engagement de gestion		100 %	
Tous milieux naturels, dont zones humides, situés en zone Natura 2000	Protection et engagement de gestion	2 - (v. ci-dessus) 5 - les forêts alluviales et ripisylves ; 6 - (v. ci-dessus) 8 - les lacs, étangs, mares, marais salants et salines.	100 %	
Milieux naturels et agricoles y compris zones humides	Non	Idem que ci-dessus, (ainsi que : 1 - Terres ; 3 - Vergers ; 4 - Vignes ; 9 - Jardins)	20 % (cumulable avec l'exonération de 50 %)	
Milieux naturels situés dans les cœurs des parcs nationaux des DOM	Protection et engagement de gestion	1, 2, 3, 5, 6, 8	100 %	

TABLE 1.5: Synthèse des exonérations de TFPNB (part communale) (Source : Cizel, 2006)

de la part communale est encore en vigueur. D'après le communiqué du Pôle-Relais Tourbières⁸, ces suppressions "vont à l'encontre des projets d'action sur les zones humides et risquent de déséquilibrer un peu plus la fiscalité des espaces naturels et agricoles".

D'autres outils d'exonération fiscale spécifiques à certains espaces protégés ont également été mis en place en 2005 pour favoriser la préservation des zones humides présentes sur les sites Natura 2000 puis dans les parcs nationaux, réserves naturelles, sites classés et espaces remarquables⁹. S'appliquent désormais des exonérations de droits de succession et de donation (Exonération à 75% d'après l'article 793, 2. 7° de 2013) ainsi que des déductions d'impôts pour frais d'entretien sur ces milieux (Plafonnées à 18% du total des dépenses d'après l'article 199 octovicies du Code Général des Impôts). Des taxes pesant sur la consommation d'espaces naturels voient également leur statut évoluer vers une protection accrue des milieux humides. Les redevances perçues par les agences de l'eau sont entièrement refundues avec la loi sur l'eau de 2006 et voient leur assiette s'étendre vers la prise en compte d'éléments visant à préserver davantage les zones humides. Une taxe départementale sur les espaces naturels sensibles peut

8. <http://marais-seudre-brouage-oleron.n2000.fr/agir-participer/actualites/suppression-de-l-exoneration-de-la-tfpnb>

9. Le détail des autres exonérations se trouve sur <http://www.zones-humides.eaufrance.fr/reglementation/fiscalite/exonerations-fiscales>

Impôts et taxes	Forêts et bois	Zones humides et étangs
Acquisition	Réduction d'impôts sur le revenu de 25% par an, plafonnée à 11 400€ par foyer fiscal	Aucun avantage fiscal
Taxe foncière des propriétés non bâties	Exonération de la taxe régionale Exonération de la taxe départementale Si parcelles reboisées, exonération de la taxe communale et intercommunale	Valeur cadastrale de référence : la plus élevée, assimilée au rendement des meilleures terres de culture jusqu'en 2005 Depuis 2005, possibilité d'exonération de 50% ou de 100% de la part communale et intercommunale, si assorti d'un contrat de gestion accepté par l'administration d'une durée de 5 ans et selon les communes. Très contraignant et marginal
Impôt sur le revenu des personnes physiques	Déduction des travaux effectués Exonération des revenus générés par la vente des coupes de bois	Aucune déduction des travaux effectués Le produit de location est imposable à 100%
Taxe de dessèchement	Aucune	De l'ordre de 30€/ha et par an
Plus-value	16% d'impôts, diminué de 10% par année de détention Exonéré après 15 années de détention	Régime général, soit 27% d'impôts les 5 premières années de détention, diminué de 10% ensuite Exonéré après 15 années de détention
Donation	Exonération pour 75% de la valeur	Aucune exonération
Impôt de solidarité sur la fortune	Exonération à hauteur de 100% si la valeur nette n'excède pas 732 000€	Aucune exonération Imposable à 100% de sa valeur

TABLE 1.6: Comparaison entre fiscalité des zones humides et fiscalité forestière (Source : Lavoux *et al.*, 2010)

être instituée sur délibération du conseil général, ainsi que diverses taxes sur les transports maritimes, le passage de véhicule ou les séjours touristiques. Malgré les mesures fiscales prises en faveur des zones humides, des inégalités fiscales entre les zones humides et les forêts persistent et constituent un des leviers d'action sur lesquels jouer pour améliorer la protection de ces milieux (Lavoux *et al.*, 2010). À titre d'illustration, le tableau 1.6 rappelle les divergences existantes dans les modes de gestion des forêts et des zones humides.

S'ajoutent aux mesures fiscales un ensemble d'aides spécifiques aux zones humides. En dehors des mesures agro-environnementales que nous étudions plus en détail dans la sous-section suivante, les subventions accordées pour la protection et la gestion des zones humides sont qualifiées de rares (Cizel, 2006). Des aides accordées par les agences de l'eau ont pour objectif d'améliorer les connaissances des

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

zones humides et leur restauration. Ce sont 11,6 milliards d'euros de financements qui sont prévus au titre de la protection des zones humides et de l'atteinte de l'objectif de "bon état écologique" des cours d'eau. Par exemple, le IX^e programme de l'agence de l'eau Adour-Garonne, concernée par 17% des zones humides de métropole (IFEN, 2008), a pour objectif d'élargir les programmes "zones humides" au-delà du lit majeur et des zones remarquables, de doubler les subventions et de prévenir des inondations par l'entretien des rivières et la reconquête des champs naturels d'expansion des crues (Cizel, 2006). Les fonds LIFE (Ligne d'Instrument Financier pour l'Environnement) ont également pour objectif de contribuer au développement et à la mise en œuvre de la politique et de la législation communautaires dans le domaine de l'environnement (depuis 1992, 12% des projets ont concerné des zones humides). Les zones humides reçoivent également des financements par le biais de la mission Écologie, développement et aménagement durable proposée par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie et des DIREN. Ces financements concernent les espaces humides protégés, les actions d'animation ou encore les actions de communication et d'information au public. Enfin, nous pouvons également souligner la présence de contrats de plan État-Régions qui visent à s'assurer de la gestion globale et équilibrée de la ressource en eau, la prévention des risques naturels et la protection et valorisation de la biodiversité. Des financements *via* la taxe départementale sur les espaces naturels sensibles, utilisée pour inventorier, acquérir, gérer et ouvrir au public des zones humides, sont également du ressort de la finance publique.

L'instauration de ces mesures est encore jeune : elles souffrent de l'absence d'un positionnement clair ainsi que d'une démarche fiscale complexe. Malgré les limites observées des mesures fiscales en faveur des zones humides, notamment dues à leur timidité voire à leur suppression, le statut fiscal du patrimoine naturel est encouragé à devenir comparable à celui du patrimoine culturel, ce qui bénéficierait, entre autres, aux zones humides "Natura 2000" dont l'état de conservation reste encore souvent problématique (Lavoux *et al.*, 2010). L'amélioration des propositions de protection juridique peut notamment se faire grâce à la création d'incitations positives comme les mesures agro-environnementales qui incitent les agriculteurs à adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement. Des mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) sont également mises en place pour compléter l'offre en matière de préservation des milieux humides. Établies au titre de la compensation des surcoûts et manques à gagner générés par l'introduction sur les exploitations de pratiques adaptées à l'enjeu du territoire de l'exploitation pour une durée de 5 ans, ces aides demeurent symboliques au regard du montant

total des aides perçues par les agriculteurs : elles ne représentent que 6% des aides perçues en France en 2005 (Cize1, 2006).

1.3.3 Mesures agro-environnementales

Les mesures agro-environnementales sont définies par la Commission Européenne comme des mesures qui *visent à encourager les agriculteurs à protéger et à valoriser l'environnement en les rémunérant pour la prestation de services environnementaux. Les agriculteurs s'engagent [...] à adopter des techniques agricoles respectueuses de l'environnement allant au-delà des obligations légales. En échange, ils perçoivent une aide financière qui compense les coûts supplémentaires et les pertes de revenus résultant de l'adoption de ces pratiques, prévues dans le cadre de contrats agro-environnementaux.* (European-Commission, 2005).

1.3.3.1 Présentation laconique des mesures agro-environnementales

Le principe d'allocation des aides agro-environnementales est présent dans le volet environnemental de la PAC depuis 1985 (Règlement CE 797/85, article 19). Il s'appuie sur une logique de "menus" ou "liste d'opérations" proposant des objectifs d'extensification de la production agricole, d'entretien des terres abandonnées et l'évolution vers des pratiques plus respectueuses de l'environnement et des ressources naturelles (Tableau 1.7). Les mesures agro-environnementales ont été mises en place dans la but de *"soutenir des pratiques de production compatibles avec les exigences de protection de l'environnement, la priorité étant accordée aux milieux rares et sensibles"* (Barnaud et Fustec, 2007). Le tableau 1.7 recense les principales mesures agro-environnementales proposées aux agriculteurs européens.

Les actions en faveur des zones humides sont présentes dans les sous-catégories des PHAE, CAB, MAB, Api et MAET sous les mesures "Gestion extensive des prairies", "Entretien des mares et fossés", "Maintien des landes et pelouses", "Maintien des zones humides et espèces remarquables" et "Maintien des prairies permanentes fauchées". La principale rubrique entièrement destinée à la préservation des zones humides est la rubrique 18.06 "Gestion des milieux remarquables, notamment milieux humides". De manière générale, les mesures à destination des zones humides se trouvent dans les MAET où les actions sont plus ciblées et paraissent mieux adaptées aux problèmes spécifiques. Entre 2004 et 2006, en France, 24,6% des contrats d'agriculture durable intégraient la rubrique 18.06 pour une surface engagée totale de 82 715 ha (9% des surfaces engagées totales). Ces contrats d'engagement sont 3,65

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

Mesures agroenvironnementales (MAE)

PHAE - Prime herbagère agroenvironnementale

MAER - Mesure agroenvironnementale rotationnelle

SFEI - Système fourrager économe en intrants

CAB - Conversion à l'agriculture biologique

MAB - Maintien en agriculture biologique

PRM - Protection des races menacées

PRVM - Protection des ressources végétales menacées

Api - Amélioration du potentiel pollinisateur des abeilles

MAET - Mesures agroenvironnementales territorialisées

MAET enjeu biodiversité (« Natura 2000 »)

MAET enjeu eau (« DCE »)

MAET enjeux érosion, paysage, incendies, etc. (« Autres enjeux »)

TABLE 1.7: Mesures agro-environnementales du Programme de Développement Rural Hexagonal (Source : Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt)

fois plus nombreux qu'entre 2000 et 2003 (Bourdin, 2009). Malgré des données encourageantes et des programmes qui se veulent plus précis et davantage portés sur la question environnementale¹⁰, l'audit effectué par le Ministère de l'Agriculture des mesures agro-environnementales à mi-parcours (2005) met en avant la faiblesse des informations précises sur le suivi écologique des parcelles et des exploitations engagées et l'absence de renseignement explicite sur les zones humides.

1.3.3.2 Un outil incitatif ?

Les mesures agro-environnementales reposent sur des contrats individualisés entre l'agriculteur et le régulateur et sont basées sur le volontariat de l'agriculteur : le succès de leur application dépend de l'intérêt et de la motivation des agriculteurs. Les propriétaires terriens ne prenant pas en compte les externalités positives générées par les zones humides, c'est aux politiques chargées de préserver ces milieux de mettre en place des incitations financières afin de motiver leurs choix vers une conservation des zones humides. Selon l'hypothèse posée par Heimlich (1994) et l'étude menée par Le Goffe et Salanié (2005), l'agriculteur est indifférent entre continuer de cultiver ses terres ou les convertir en zones humides dans la mesure où il reçoit un paiement égal à la valeur actualisée de ses rendements agricoles. L'efficacité des programmes de restauration réside dans la détermination du niveau optimal de compensation de l'agriculteur. Cette motivation est principalement expliquée par la présence d'un transfert monétaire direct à

10. La PAC 2007-2013 développe les MAET afin de mieux adapter les outils aux problèmes spécifiques des zones humides ; la PAC 2014-2020 s'engage dans des aides conditionnées à 30% par l'adoption de pratiques plus respectueuses de l'environnement

l'adoption de mesures et est négativement corrélée avec le niveau de contraintes qui s'impose aux volontaires. Selon le programme de développement rural 2007-2013, le transfert proposé aux agriculteurs doit être calculé de façon à couvrir les coûts supplémentaires et la perte de revenus dus aux engagements pris. L'optimalité d'un tel programme trouve sa source dans la détermination d'un niveau optimal de transfert de manière à inciter au mieux les agriculteurs à adopter les mesures agro-environnementales et à limiter les pertes budgétaires.

La restauration des zones humides peut, par ailleurs, être initiée par les usagers de ces terres qui possèdent une connaissance plus importante sur la valeur du sol que le planificateur à l'origine du programme. Comme l'explique Crépin (2005), l'asymétrie d'information implique un choix de contrat différent selon l'hypothèse de départ : si nous posons l'hypothèse que l'agriculteur dispose de plus d'information que le planificateur (hypothèse la plus probable d'après l'auteur), un contrat dit "uniforme", qui offre un paiement proportionnel à la taille de la zone humide, décidée par l'agriculteur, engendrera des gains plus efficaces qu'un contrat "take-it-or-leave-it" dans lequel le planificateur définit la taille de la zone. Pour encourager la protection des zones humides, Heberling *et al.* (2010) se sont intéressés à la réaction d'agriculteurs à des programmes de subvention ainsi qu'à la question de l'internalisation des coûts et des bénéfices. En partant de l'hypothèse que l'intérêt porté aux zones humides est nul dès lors que celles-ci affectent négativement le profit de l'agriculteur, la mise en œuvre d'une incitation financière est nécessaire (Voir Encadré n°3). Le résultat attendu de leur modèle est que l'augmentation de la subvention engendre une augmentation de la taille de zone humide restaurée.

Encadré n°3 : Cadre théorique pour la restauration de zones humides

Les travaux de Heberling et al. (2010) expriment une fonction de profit d'un propriétaire terrien exploitant, fonction de la part de sa terre allouée à l'agriculture S_A , d'une part, et à la zone humide S_{ZH} , d'autre part. La surface totale s'écrit $S = S_A + S_{ZH}$. Le profit fonction du partage du sol est :

$$\pi(S_A, S_{ZH}) = pY(S_A) - w_s(S_A + S_{ZH})$$

où p est le prix de la récolte $Y(S_A)$ de l'agriculteur et w_s le prix de la location de la terre. Comme $S_A = S - S_{ZH}$, la taille de zone humide optimale qui maximise le profit du propriétaire est nulle $\left(\frac{\partial \pi}{\partial S_{ZH}} < 0\right)$.

L'objectif est de déterminer une incitation financière pour favoriser la restauration/création de zones humides. Cette incitation, présentée sous la forme d'une subvention, est déterminée par le régulateur à partir de la maximisation de sa fonction d'utilité notée $W = A(S_{ZH}) - IS_{ZH}$, où $A(S_{ZH})$ est la fonction de bénéfices fournis par les zones humides et I la subvention accordée aux propriétaires terriens :

$$\begin{aligned} \frac{\partial W}{\partial S_{ZH}} &= 0 \\ \Rightarrow A'(S_{ZH}) &= I \end{aligned}$$

Le coût marginal de la subvention accordée par le régulateur est déterminé en fonction du bénéfice marginal estimé de la préservation de la zone humide.

Suivant l'hypothèse de maximisation des bénéfices économiques, cette incitation devra rendre le propriétaire indifférent entre continuer la culture de sa terre ou la laisser à l'état naturel. Pour ce faire, nous égalisons le bénéfice marginal de la présence de zones humides au coût d'opportunité marginal de la culture du sol.

La fonction de profit de l'agriculteur devient :

$$\pi(S, I) = pY(S - S_{ZH}) - w_s(S) + IS_{ZH}$$

La maximisation du profit en fonction de la surface allouée à la zone humide permet de déterminer le niveau de subvention optimal :

$$\begin{aligned} \text{Max } \pi(S, I) &= 0 \\ \Rightarrow pY'(S - S_{ZH}) &= I \end{aligned}$$

Ainsi, si la valeur marginale estimée des bénéfices environnementaux est égale au coût d'opportunité de la restauration d'une zone humide $A'(S_{ZH}) = pY'(S - S_{ZH})$, alors l'incitation est optimale et permet une restauration de zone humide maximale.

Le choix de l'instrument favorisant la création et la restauration de zones humides est important car il modifie le bien-être et peut mener à des rendements de surplus social et à une distribution entre les groupes d'intérêt bien différents. L'évaluation de l'efficacité des politiques de protection et restauration des zones humides a également été menée par Fernandez (1999) qui a développé un modèle écologico-économique de contrôle optimal pour déterminer le montant à investir dans une compensation. Ses résultats montrent que les zones humides ne peuvent pas atteindre leur niveau optimal car les incitations à investir sont négligeables du fait d'un bénéfice de la restauration faible relativement aux coûts engendrés.

Plusieurs types de mesures agro-environnementales existent selon l'approche envisagée. La politique agro-environnementale américaine (Loi Farm-Bill de 1985) est basée sur une substitution des terres agricoles par des zones humides car elle est davantage préoccupée par les externalités négatives de l'extension agricole sur les terres marginales. À l'inverse, la politique européenne cherche à renforcer la complémentarité agriculture/environnement, partant du principe que l'agriculture permet des externalités positives car elle structure l'espace rural et les paysages agraires et contribue à préserver les habitats (OCDE, 2008). Les mesures agro-environnementales européennes cherchent à limiter les impacts des pratiques agricoles intensives. L'agriculture ayant un caractère multifonctionnel du fait de la multiplicité des cultures et des modes de production, les politiques agro-environnementales sont, par essence, elles-mêmes multifonctionnelles (Dobbs et Pretty, 2004). Elles abordent les questions d'efficacité agricole et de gestion optimisée des cultures sous l'angle environnemental, se veulent garantes de la protection des espèces et des paysages et visent l'amélioration de la qualité du sol et de l'eau.

1.3.3.3 Limites des mesures agro-environnementales

Le mécanisme d'allocation des contrats agro-environnementaux peut être envisagé sous l'angle principal/agent de la théorie des jeux dans lequel nous supposons que les agents détiennent l'information privée relative à la qualité du sol, au coût de mise en conformité ou encore au niveau réel de l'effort fourni. La présence d'asymétrie d'information provoque des inefficacités car les agents n'ont pas intérêt à révéler leur véritable type au principal : l'information privée qu'ils détiennent peut leur permettre de négocier des contrats plus avantageux pour eux mais moins efficaces en termes de bien-être social.

Une des limites des mesures agro-environnementales est celle de la sélection adverse (Thoyer et Saïd,

2006; Kuhfuss *et al.*, 2012). C'est une situation dans laquelle le principal ne connaît pas toutes les caractéristiques de l'agent. Dans notre cas, ces caractéristiques seraient les coûts individuels d'adoption de mesures agro-environnementales et le potentiel économique et environnemental des terres (rendement, richesse en biodiversité, vulnérabilité etc.). De fait, comme il est impossible d'estimer précisément les coûts engagés de chaque agriculteur dans un programme agro-environnemental, la grande majorité de ces programmes utilise un prix forfaitaire fondé sur une estimation des moyennes de surcoûts et/ou pertes de revenus engendrés par les mesures inscrites dans le cahier des charges du contrat (Kuhfuss *et al.*, 2012). Cela pose un problème majeur de sélection adverse car les exploitations agricoles peuvent être hétérogènes au sein d'une région pour un même type de culture. Ce problème induit une incapacité, de la part du régulateur, à identifier les agriculteurs susceptibles de fournir le service environnemental le plus efficace. La sélection adverse trouve ses solutions dans le recours aux paiements calculés sur la base d'une estimation des coûts d'adoption des mesures agro-environnementales et des coûts d'opportunité de l'exploitation du sol dans le cas d'un retrait des terres pour une restauration de zone humide (Thoyer et Saïd, 2006). Ce système pose cependant un problème de comportement opportuniste. En effet, l'agriculteur ayant déjà adopté un certain nombre de mesures pour réduire l'usage de produits polluants ou pour favoriser la biodiversité locale, par exemple, et qui n'en informerait pas le régulateur, pourrait être tenté de souscrire à ces mesures et ainsi bénéficier d'un transfert monétaire direct. Dans le cas d'un programme de restauration de zones humides, le transfert s'établissant surtout sur le coût d'opportunité de l'exploitation du sol, l'agriculteur pourrait être tenté de sur-estimer ses rendements et ainsi percevoir un transfert compensatoire plus élevé que nécessaire.

La seconde limite est celle du risque moral, situation dans laquelle le principal ne peut observer le niveau d'effort de l'agent pour accomplir une action contractualisée (Thoyer et Saïd, 2006; Kuhfuss *et al.*, 2012). Contrairement à la sélection adverse, le risque moral est postérieur à la souscription du contrat. Par exemple, il pourrait ne pas remplir le cahier des charges imposé pour la restauration d'une zone humide. Dans ce cas, nous ferions face à une inefficacité à la fois sociale et environnementale. L'étude des incitations à la violation de contrats menée par Latacz-Lohmann et Hamsvoort (1998) montre que cette incitation est fonction des coûts de mise en conformité supportés par l'agriculteur, le niveau de transfert qu'il perçoit, la probabilité qu'il soit contrôlé et le niveau de l'amende qu'il recevra. Une solution au problème de risque moral identifie comme leviers d'action la norme environnementale (pour

réduire la quantité d'intrants utilisés), le niveau de transfert et la perception de la probabilité de contrôle. Ozanne *et al.* (2001) montrent que l'efficacité est largement déterminée par le degré d'aversion au risque des agriculteurs et des coûts de contrôle. Fraser (2002) apporte la notion de risque de production : l'usage d'intrants étant réduit par le contrat agro-environnemental, l'agriculteur fera face à une variation de sa production et donc de son revenu. Une pleine connaissance de ces variabilités de revenus diminue l'attrait pour la tricherie. Fraser amène également l'idée d'une augmentation de la pénalité moyenne, possible grâce au changement du niveau de contrôle et du niveau de l'amende, qui aurait un effet dissuasif sur la tricherie.

Enfin, Bourdin (2009) juge les mesures illisibles et les "*procédures complexes, instables voire inadaptées*". Pour compléter l'offre, palier les problèmes d'informations et adapter des mesures à des problématiques localisées, des mesures agro-environnementales territorialisées sont proposées afin de répondre aux menaces localisées et/ou de préserver des ressources remarquables, en priorité dans les sites Natura 2000 et les bassins versants prioritaires définis au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE - 2000). Les MAET peuvent être mises en œuvre sur d'autres zones riches en biodiversité, sujettes à érosion, de défense contre les incendies *etc.*

1.3.3.4 Mesures agro-environnementales territorialisées

La France a introduit le dispositif de MAET dans son programme de développement rural hexagonal (2007/2013) pour améliorer le ciblage territorial et les enjeux environnementaux importants. Différentes mesures agro-environnementales peuvent être mises en œuvre sur le territoire national comme la Prime Herbagère Agro-environnementale (PHAE) et la Mesure Agro-environnementale Rotationnelle (MAER). La PHAE est une mesure visant à préserver les prairies et à encourager une gestion extensive de ces surfaces et des pratiques respectueuses de l'environnement. Le respect du cahier des charges de cette mesure permet une aide de 76 €/ha/an pendant 5 ans. Elle encourage le maintien de l'ouverture de milieux à gestion extensive, la protection contre l'érosion des sols, le maintien du paysage et l'entretien des prairies pour leur importance écosystémique. La MAER vise à encourager la diversification des assolements et l'allongement des rotations dans les systèmes de grandes cultures, de façon à limiter le développement de bio-agresseurs et l'intensité d'utilisation de produits phytosanitaires. Subventionnée à hauteur de 32 €/ha/an pendant 5 ans, elle contribue également à limiter le ruissellement par un allongement de la rotation qui favorise la mise en place d'une mosaïque de cultures.

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

En Aquitaine, des dispositifs plus spécifiques et répondant aux enjeux environnementaux prioritaires de la région sont mis en œuvre : les dispositifs de Conversion de l'Agriculture Biologique (CAB) et de Protection des Races Menacées de Disparition (PRMD) ainsi que les MAET "enjeu Natura 2000" et "enjeu DCE". Le dispositif CAB s'engage dans l'accompagnement d'exploitations vers une démarche de conversion biologique. Cette démarche sous-entend l'engagement dans des objectifs stricts de protection des eaux et de maintien de la biodiversité. La PRMD permet la protection des exploitations d'animaux de races locales menacées de disparitions (par exemple, les races d'équidés Pottok, Bretonne, Comtoise, Landaise, du Poitou *etc.*). Enfin, les deux dernières mesures engagent l'exploitant agricole au respect d'un cahier des charges spécifique qui s'applique sur les territoires Natura 2000 et DCE. Les mesures engagées pour les territoires DCE visent surtout à la préservation ou au rétablissement de la qualité de l'eau dans les zones les plus menacées. Pour ces quatre mesures, les agriculteurs peuvent percevoir des aides plafonnées à 7 600 €/an pendant 5 ans.

Un dispositif Agriculture Respectueuse de l'Environnement en Aquitaine (AREA) a également été mise en place. Il a pour objectif de préserver et améliorer l'environnement en soutenant les agriculteurs dans la réalisation d'investissements spécifiques permettant de répondre à plusieurs enjeux. Depuis 2011, l'engagement de l'exploitation vers la certification AREA est obligatoire pour bénéficier des aides régionales. Depuis 2007, 383 dossiers d'aides ont été validés en Gironde, dont 303 en viticulture pour un total d'aides de 3,5 millions d'euros. En 2011, plus de 5 500 exploitations sont engagées dans l'AREA. Bien que les agriculteurs girondins montrent un intérêt accru pour ce dispositif incitatif, celui-ci montre quelques limites (Chambre d'Agriculture de la Gironde, 2012) : l'absence de système de contrôle efficace de l'application des engagements fait apparaître un problème de risque moral, favorisant l'apparition de pertes sociales. L'étude des investissements réalisés met en évidence les préférences des agriculteurs pour certaines mesures, notamment les moins coûteuses. Sur les 383 dossiers étudiés, la moitié a procédé à un diagnostic des pulvérisateurs ayant un coût moyen de 194,30 €, tandis que seulement 19 dossiers ont adopté l'épampreuse mécanique pour un coût moyen de 10 526 €. Cela ne permet cependant pas de conclure à une inefficacité du dispositif puisque 43% des dossiers ont adopté des outils de travail du sol interceps pour un coût moyen de 9 819 €, 37% ont acquis une aire de lavage et de traitement des effluents pour un coût moyen de 6 517 € et près de 20% ont dépensé 19 405 € en moyenne pour acquérir des pulvérisateurs aux normes. Si le choix de cibler des mesures à l'échelle d'un territoire se

justifie pleinement d'un point de vue environnemental, la contractualisation sur les deux premières années (2007-2008) reste très faible et tend à prouver le contraire (Gassiat et Zahm, 2013). Nous constatons un quasi-doublement du nombre de dossiers AREA déposés et acceptés en Aquitaine entre 2007 et 2010. Le nombre de contrats n'est cependant pas le seul indicateur pour mesurer l'efficacité, les types de mesures proposées par les porteurs de projets constituent également un moyen d'évaluer la pertinence du programme (Chambre d'Agriculture de la Gironde, 2012). Dans le dispositif MAET, un opérateur agro-environnemental se charge de construire un cahier des charges à l'échelle d'un territoire pour mettre en place des mesures adaptées aux pratiques et enjeux locaux. Il ne dispose que d'information imparfaite sur les caractéristiques de l'exploitation et de l'agriculteur et demeure soumis au problème d'asymétrie d'information, déjà observé dans le cadre des mesures agro-environnementales généralisées (Kuhfuss *et al.*, 2012). En effet, le transfert proposé est calculé sur la base de coûts supposés de respect du cahier des charges, le montant moyen de ce transfert ne reflète pas l'hétérogénéité des situations. Ces auteurs soulignent également la perte d'efficacité réelle de ce système car seuls s'engagent ceux dont les coûts de mise en conformité sont inférieurs au montant proposé.

1.3.4 Mesures de restauration

La forte disparité de zones humides ayant eu lieu au cours du XX^{ème} siècle a stimulé les politiques de restauration et de création de zones humides. Mitsch et Gosselink (2007) proposent d'aborder cette question en s'intéressant à la compréhension scientifique des zones humides en allant au-delà de la volonté toujours présente de rendre plus "performante" la zone humide créée ou restaurée. Le principe de restauration consiste à retrouver l'état initial¹¹ d'une zone humide suite à une dégradation due à l'activité humaine.

1.3.4.1 Analyse du coût de la restauration

La restauration de zones humides n'est pas sans coûts et implique généralement de devoir convertir

11. L'état écologique est défini comme "l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface" (Circulaire DCE 2005/12 n°14 du 28 juillet 2005 relative à la définition du "bon état" et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007)). Il n'est pas ici question de discuter de la pertinence du terme employé ni de ses implications. Un débat sur l'appréhension du bon état écologique des estuaires français est proposé par le rapport LITEAU BEEST (2011) - http://seine-aval.crihan.fr/web/attached_file/componentId/kmelia324/attachmentId/25434/lang/fr/name/axe2_rapport_collectif_sirot.pdf

des terres à usage agricole. Des politiques incitatives doivent être mises en œuvre pour inciter les propriétaires terriens à céder tout ou partie de leurs terres. Les programmes de restauration ou de création de zones humides sont avant tout motivés par la recherche d'un service ciblé (protection contre les inondations, régulation des polluants, filtrage de l'air *etc.*). Bien que nous ne puissions affirmer que l'option de restauration des zones humides est systématiquement plus efficace que les techniques conventionnelles (usine de traitement des eaux par exemple), elle répond généralement aux objectifs fixés et offre également des bénéfices écologiques non recherchés. Förster (2010) illustre ceci avec un projet de restauration de 30 000 ha de tourbières en Allemagne entre 2000 et 2008, financé par l'Allemagne et l'Europe. Cette restauration a permis l'évitement de 300 000 tonnes d'équivalent CO₂ chaque année. Le coût initial de cette restauration est compris entre 3 000 € et 5 000 € par hectare. Bien que les coûts engagés soient conséquents, ils permettent jusqu'à 21,7 millions d'euros d'évitement de dommages causés par les émissions de carbone, soit une moyenne de 728 € par hectare de tourbière restaurée (Förster, 2010).

La Figure 1.4 offre quelques chiffres sur des coûts estimés de restauration pour différents types de zones humides. Les barres représentent la fourchette des coûts observés dans 93 études portant sur la restauration de zones humides selon leur type¹². Les numéros renvoient au nombre d'études sur lesquelles Russi *et al.* (2013) se sont basés pour constituer ces fourchettes de coûts.

Nous constatons que les fourchettes de coûts de restauration varient beaucoup selon le type de zone humide étudié : la restauration des récifs coralliens est l'exemple le plus cher (jusqu'à 11 000 000 €/ha dans un projet de restauration en Asie du Sud-Est), suivie par la restauration des systèmes côtiers, les mangroves et les estuaires (325 000 €/ha dans l'estuaire de Bolsa Chica en Californie). À l'opposé, nous trouvons des programmes de restauration moins coûteux comme la restauration de zones humides d'eau douce par manipulation hydrologique au Danemark (8 375 €/ha).

Les restaurations de zones humides ont généralement des objectifs affichés tels que la préservation d'une espèce, le contrôle des polluants azotés ou phosphorés, la captation de CO₂, la rétention de l'eau ou la lutte contre l'érosion. Outre le service recherché, la restauration de ces milieux offre systématiquement un, voire plusieurs, autre(s) intérêt(s) économique(s) important(s) lié(s) à la restauration et à l'amélioration des fonctions écosystémiques. Ces avantages comprennent l'atténuation des effets du changement climatique, la protection contre les phénomènes extrêmes, l'amélioration de la qualité de

12. Voir Russi *et al.* (2013) pour le détail des études utilisées pour ce graphique.

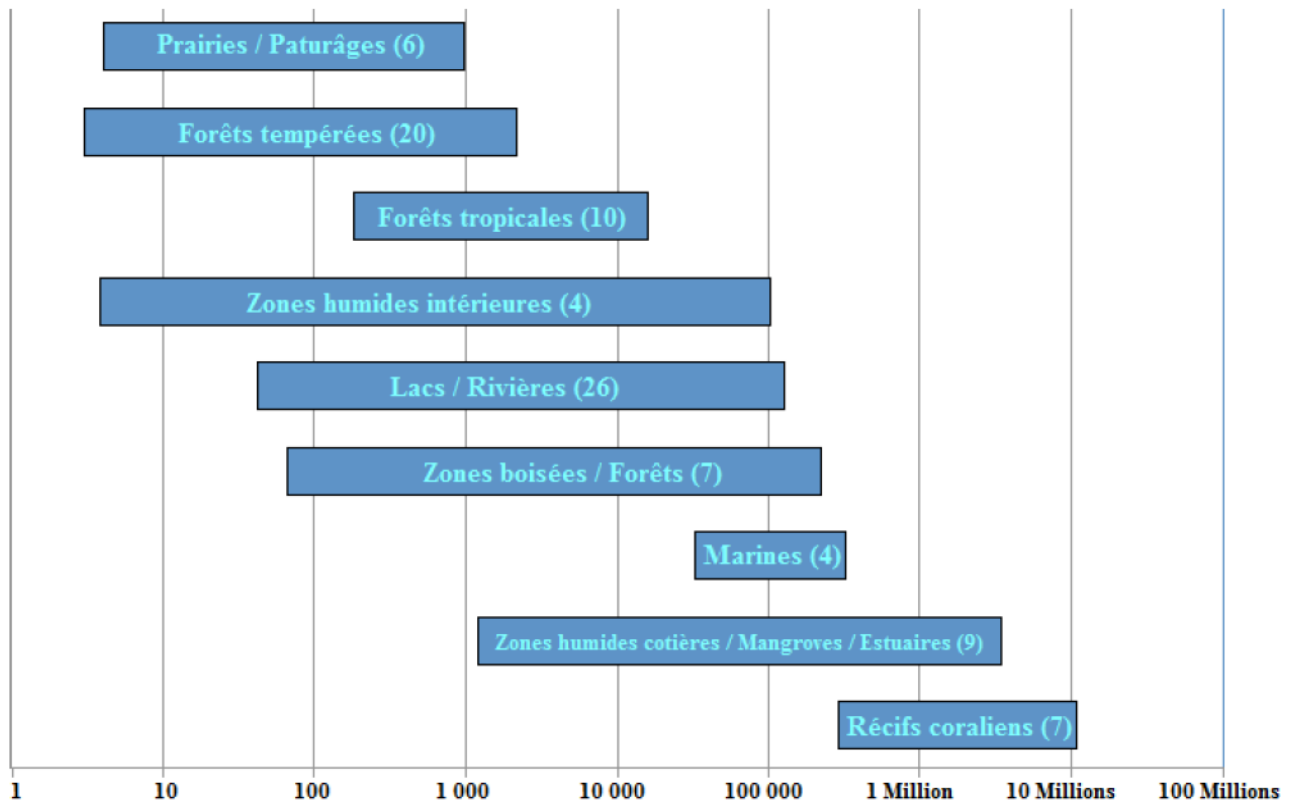


FIGURE 1.4: Coûts de restauration estimés selon le type de zone humide considéré (Source : Russi *et al.*, 2013)

l'eau et sa rétention, des réservoirs de biodiversité, *etc.* Ainsi, bien que les restaurations puissent parfois engager des frais importants, elles constituent des substituts aux infrastructures artificielles efficaces grâce à la fourniture de bénéfices subsidiaires (Russi *et al.*, 2013). Cependant, procéder à une restauration de zones humides nécessite d'avoir de lourdes connaissances sur ce type d'écosystème et sur son fonctionnement (Pfadenhauer et Grootjans, 1999; Lindig-Cisneros *et al.*, 2003; Aronson *et al.*, 2006; Mitsch et Gosselink, 2007).

1.3.4.2 Difficultés et limites de la restauration

Mitsch et Gosselink (2007) font état de la très grande quantité de travaux existant sur les principes, les études de cas et les techniques de restauration de zones humides. Zedler (2000) souligne l'importance du contexte paysager et de la position de la zone humide car celle-ci est dépendante des bassins versants et de l'environnement écologique qui l'accompagne. Aronson *et al.* (2006) présentent la restauration écologique comme une approche économique et écologique durable qui vient augmenter le stock de capital naturel existant. À partir de la connaissance des écosystèmes et de leur fonctionnement, Bradshaw

(1996) fournit une généralisation de ce principe en mettant en place un "guide pratique de la restauration" qui prend en compte les aspects physiques et chimiques de l'habitat, les nutriments et la toxicité ainsi que le repeuplement d'espèces cibles ou la gestion d'espèces indésirables. Pfadenhauer et Grootjans (1999) et Lindig-Cisneros *et al.* (2003) mettent en avant le manque de connaissances relatives à la restauration de certains écosystèmes et la nécessité d'une connaissance approfondie des processus écologiques et soutiennent que la solution de restauration est trop risquée. Dans ce contexte, il faut donner la priorité à la préservation des ressources plutôt qu'à leur restauration après dégradation. Ces derniers expliquent que la restauration des écosystèmes dégradés est limitée par la sévérité de la dégradation. Les études recensées par Russi *et al.* (2013) offrent un regard sur les temps de restauration observés selon les types de zones humides : les vasières peuvent être restaurées rapidement (1 à 10 ans) tandis que les marais salants et les roselières peuvent être restaurés en 10 ans dans certaines circonstances, en 100 ans dans d'autres. La restauration des dunes grises et des dépressions dunaires, qui offrent des services de protection et de purification de l'eau, est estimée entre 100 et 500 ans. Enfin, des milliers d'années sont nécessaires pour recouvrer les fonctionnalités des nappes phréatiques et des tourbières dont la fonction de séquestration du carbone est reconnue. Un risque d'irréversibilité est envisageable : émettre l'hypothèse que chaque dégradation est réversible est une affirmation non fondée (Lindig-Cisneros *et al.*, 2003; Abbadie *et al.*, 2015). Eppink *et al.* (2004) soulignent à leur tour l'importance des effets d'irréversibilité, de résilience et d'hystérésis de ce type d'approche. Cela dépend également du mode de restauration choisi : passif ou actif. Dans le premier cas, seule l'origine de la dégradation est éliminée, la zone humide procède seule à sa restauration. Dans le deuxième cas, des interventions actives sont engagées pour provoquer la restauration et accélérer son processus. Ces interventions actives sont, par exemple, la plantation d'arbres, le remouillage de tourbières ou de zones humides côtières drainées ou l'instauration d'une continuité écologique.

Zedler et Callaway (1999) remettent en question les programmes de restauration et la temporalité sur laquelle ils reposent. Ils proposent que les programmes intègrent certains éléments pour être plus efficaces : garder l'idée qu'un site compensé ne saura jamais recouvrer ses fonctions initiales, que le temps de recouvrement des fonctions équivalentes est bien supérieur aux périodes usuellement prédites et que les prédictions de long terme du temps de recouvrement des équivalences fonctionnelles n'ont pas de sens si elles sont fondées sur les données de court terme. Les études menées par Gutrich et Hitzhusen

(2004) sur les coûts de restauration des zones humides et de leur temps de recouvrement cherchent à estimer l'importance des coûts d'attente ou "lag costs". Ils établissent à 33 ans la médiane du temps de recouvrement des fonctions d'une zone humide mais introduisent une grande incertitude par rapport à ce délai, qui peut varier entre 8 et 50 ans. Les coûts d'attente sont une part importante du coût total de restauration (25 % en moyenne) et sont très variables selon la zone considérée (Gutrich et Hitzhusen, 2004). L'internalisation de ces coûts dans les analyses coûts-avantages permettrait une meilleure approche de la valeur des zones humides et une meilleure évaluation de leur valeur réelle. Le choix du temps dans les calculs économiques exprime implicitement une préférence (Hartig et Drechsler, 2008). En effet, un horizon de temps court correspond à un taux d'actualisation élevé et donc à une forte préférence pour le présent, ce qui amène à négliger les objectifs environnementaux de conservation. *"Il est optimiste de croire que les zones humides peuvent être créées et restaurées et que les fonctions des zones humides peuvent être remplacées"*¹³ ajoutent Mitsch et Wilson (1996). Les services fournis ne sont pas les mêmes selon la taille de la zone humide, sa situation géographique, sa proximité avec les zones urbaines ou les espaces côtiers ou agricoles. Polasky (2002) exprime ces difficultés de comparaison en mettant en avant le problème majeur de l'absence de valeur marchande pour les services écosystémiques qui ne permet pas d'établir la valeur globale d'une zone humide et, par conséquent, d'établir son équivalence.

Le temps de recouvrement des fonctions écosystémiques initiales voire l'irréversibilité de la dégradation soulignent l'importance de la protection des zones humides. Il est ici notamment question du capital naturel critique, sous-partie du capital naturel dont les fonctions environnementales sont essentielles pour le bien-être et dont la perte est irréversible car elle ne peut être substituée (Ekins *et al.*, 2003). Lorsque le dommage environnemental ne peut être évité, la mise en place de mesures compensatoires constitue la dernière étape qui puisse limiter les dommages créés.

1.3.5 Mesures compensatoires

Les mesures compensatoires ont pour objectif d'apporter une contrepartie aux impacts résiduels d'un projet qui n'ont pu ni être évités ni suffisamment réduits. Les autorités en charge du dossier peuvent demander des mesures compensatoires plus contraignantes si elles le jugent nécessaire à l'atteinte de l'équivalence écologique. Ces mesures se basent sur le principe du pollueur-payeur : les dommages

13. Phrase traduite par l'auteur

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

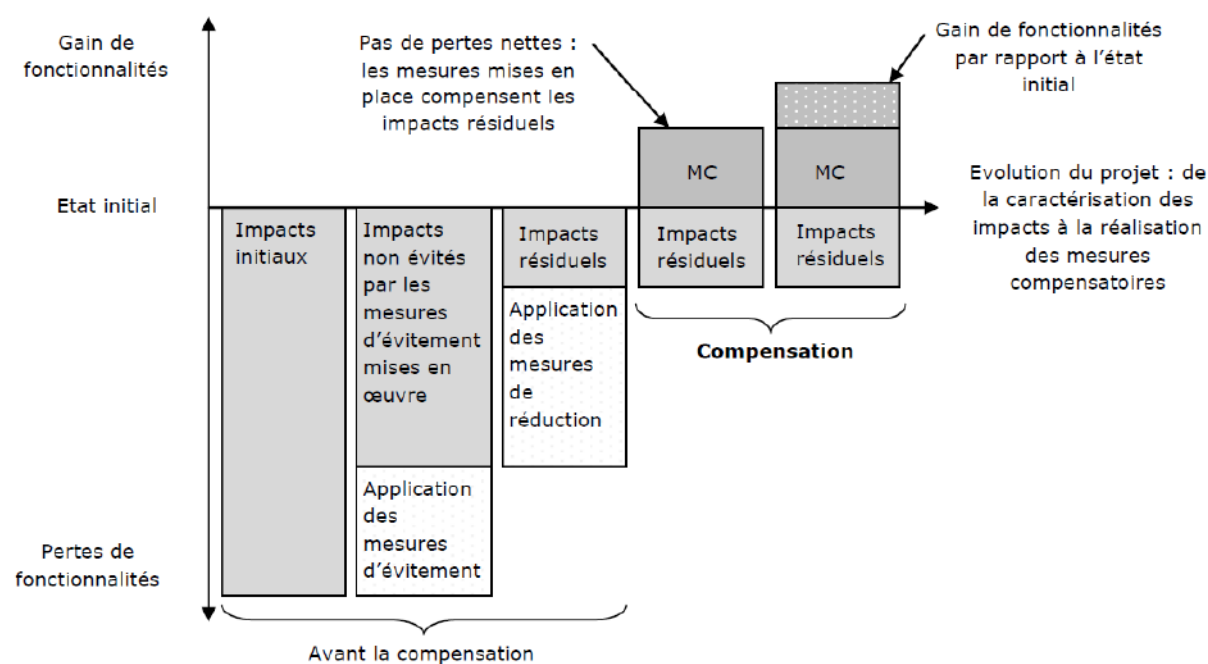


FIGURE 1.5: Hiérarchisation des mesures d'évitement, d'atténuation et de compensation (Source : UICN, 2011)

causés à l'environnement par l'activité d'un exploitant doivent être prévenus ou réparés. La Figure 1.5 illustre les diverses étapes qui précèdent la compensation : la compensation est un mécanisme qui ne doit intervenir qu'après la mise en place de mesures d'évitement et de réduction des impacts initialement identifiés. Le cadre juridique de la compensation repose sur trois principes fondamentaux : le projet doit justifier de la notion d'utilité publique, il a obligation de résultats et d'actions de terrain et doit appliquer la politique de "No Net Loss".

La loi sur la Responsabilité Environnementale de 2008 propose un cadre méthodologique permettant une quantification monétaire des préjudices environnementaux, nécessaire à une compensation intégrale des pertes en ressources et services naturels. Elle reconnaît qu'une réparation complète prend du temps et nécessite une compensation pour les pertes intermédiaires (Figure 1.5). Cette réparation dite "compensatoire" intervient en dernier recours lorsque les réparations primaire (toute mesure par laquelle les ressources naturelles et leurs services retournent à leur état initial ou s'en approchent) ou complémentaire (qui vient compléter la réparation primaire lorsque celle-ci n'est pas suffisante) ne sont pas suffisantes. Elle peut être mise en œuvre sur un autre site mais ne peut se traduire par une compensation financière. Les réparations compensatoires doivent être équivalentes à l'impact, faisables d'un point de vue

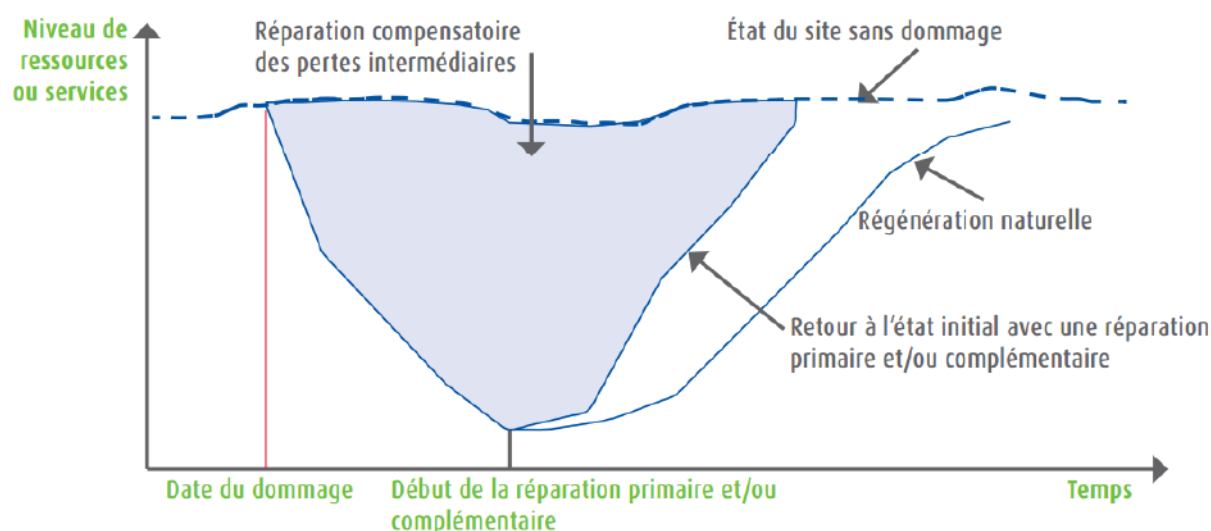


FIGURE 1.6: Représentation graphique des pertes de ressources ou de services, de la régénération naturelle et des trois catégories de réparation du milieu endommagé (Source : REMEDE, 2007)

technique et financier compte tenu des connaissances et savoirs faire du moment, et efficaces.

Pour concevoir une mesure de compensation, il faut connaître et mesurer l'impact sur les habitats et les espèces. Ce n'est qu'après que la mesure compensatoire peut être définie au plus juste, afin d'atteindre la non perte, et assurer au maximum la réussite et la pérennité de la compensation. Ceci nécessite la connaissance préalable de la richesse écologique et fonctionnelle de la zone humide détruite, grâce aux méthodes d'équivalence notamment.

1.3.5.1 Méthodes d'équivalence

Les méthodes d'équivalence définissent une approche de dimensionnement, dans l'espace et dans le temps, d'un projet visant à réparer et compenser en nature un dommage environnemental. Les pertes environnementales sont étudiées et estimées afin que les ressources et services compensés soient de même type, de même qualité et de même quantité.

Les méthodes d'équivalence se déclinent en trois catégories (Bas *et al.*, 2013) : les approches service-service ou ressource-ressource ; l'approche valeur-valeur et l'approche valeur-coût. Les méthodes service-service/ressource-ressource sont très proches. Elles reposent sur l'utilisation de proxy à partir duquel sont évalués les pertes et gains de ressources naturelles ou de services. Dans le cas de la méthode service-service, un indicateur biologique représentatif de l'écosystème impacté est utilisé. Pour la mé-

thode ressource-ressource, le proxy peut être une espèce, un nombre d'espèces ou une caractéristique de l'espèce. À la différence de ces deux méthodes d'équivalence qui s'intéressent aux pertes de ressources et de services écosystémiques, les techniques valeur-valeur et valeur-coût sont souvent utilisées dans le cas d'atteintes aux activités récréatives et sont basées sur les préférences des individus (Bas *et al.*, 2013). La première technique cherche à mesurer la valeur monétaire que le public attribue aux ressources naturelles dégradées, la seconde estime le coût des mesures à mettre en place pour compenser la valeur économique des services perdus.

L'exemple suivant permet de comparer les méthodes d'équivalence (Monnery *et al.*, 2011) : en 2007, un accident de la route provoque le déversement de 17 000 litres d'hydroxyde de potassium dans le Gave d'Aspe, engendrant la mort de 15 000 truites. La faune et la flore sont détruites sur 4 km et la pêche est interdite sur 8,5 km pendant 3 à 5 ans. Selon la méthode service-service, la fourniture initiale de service était estimée à 70% puis à 0% après dommage. L'étude des secteurs endommagés, de leurs degrés de dégradation et des pertes actualisées conduisent à l'élaboration d'un projet de compensation *in situ* de 11 hectares, soit 6 km de cours d'eau, qui permettra le recouvrement de 76% des services écosystémiques sur 10 ans. L'approche valeur-valeur estime les dommages en se basant sur les pertes de bien-être associé à l'activité de pêche sur le secteur. Elle estime une perte de 606 parties de pêche entre 2007 et 2010. Le projet de compensation proposé est un aménagement d'une zone de pêche d'1,6 km sur un affluent du Gave, permettant le gain de 365 parties de pêches sur 15 ans. Selon l'approche considérée, les coûts du projet de compensation varient du simple au double, totalisant 51 023 € pour l'approche valeur-valeur et 97 263 € pour l'approche service-service.

Les avantages de la première méthode sont qu'elle répond mieux aux objectifs de la loi sur la Responsabilité Environnementale et qu'elle permet une évaluation rapide, tandis que la seconde a l'avantage d'être basée sur une méthode traditionnelle connue (consentement à payer, coûts de transports, prix hédoniques *etc.*). Ces deux méthodes ont cependant des limites. L'approche service-service repose sur un grand nombre d'hypothèses, dispose de peu d'application concrète et requiert une forte mobilisation de données scientifiques tandis que l'approche valeur-valeur risque de sous-évaluer ou sur-évaluer la valeur de écosystème étudié. La sous-section suivante propose une lecture de la méthode service-service ainsi que son élargissement *via* l'introduction des préférences individuelles.

Une hiérarchie dans l'utilisation des approches est préconisée par la loi sur la Responsabilité Envi-

ronnementale. L'approche service-service/ressource-ressource est à mobiliser en premier ressort. Elle peut être complétée par l'approche valeur-valeur si les données disponibles ne sont pas suffisantes pour construire un projet solide. Enfin, l'approche valeur-coût vient remplacer l'approche valeur-valeur si cette dernière ne peut pas être mise en place. Dans les faits, l'approche ressource-ressource n'a pas pu être appliquée pour ce cas d'étude du fait de limites opérationnelles et méthodologiques importantes (Monnery *et al.*, 2011). Elle a été remplacée par la méthode valeur-valeur, qui a estimé les pertes de bien-être en unités de pêches perdues, puis complétée par l'approche valeur-coût qui a ajouté les frais alloués au financement d'un projet de restauration pour compenser les pertes intermédiaires.

1.3.5.2 Zoom sur la méthode service-service : propositions d'élargissement

La méthode service-service repose sur trois hypothèses (Dunford *et al.*, 2004) : la substituabilité des ressources/services initiaux et restaurés, la valeur constante dans le temps des ressources et des services et l'homogénéité des préférences des individus. À partir des travaux de Point (2012c), nous apportons deux améliorations aux politiques compensatoires avec coefficient forfaitaire en intégrant, d'une part, les préférences individuelles puis, d'autre part, les services rendus par les écosystèmes naturels types zones humides.

Soient deux zones humides z_1 et z_2 : z_1 perd une surface S_1 compensée par une augmentation de z_2 d'une surface S_2 . Dans la méthode service-service, la perte d'un hectare est compensée par le gain d'un hectare dans une zone humide de qualité équivalente. Outre les questions de temporalité voire d'irréversibilité ici écartées, notons que cette compensation en nature n'intègre pas les préférences des individus qui prennent en compte la richesse biologique, la distance à parcourir, les infrastructures de loisir ...

La compensation en nature basée sur les surfaces et prenant en compte les préférences des individus *via* une fonction d'utilité, où y désigne le revenu de l'agent, s'écrit (Point, 2012c) :

$$V = V(S_1, S_2, y)$$

À partir de l'écriture de la différentielle :

$$dV = \frac{\partial V}{\partial S_1} dS_1 + \frac{\partial V}{\partial S_2} dS_2 + \frac{\partial V}{\partial y} dy$$

1 Éléments économiques pour la gestion des zones humides

En considérant la compensation totale $dV = 0$, nous avons :

$$\frac{dS_1}{dS_2} = -\frac{\frac{\partial V}{\partial S_2}}{\frac{\partial V}{\partial S_1}} = p_{S_2 S_1}$$

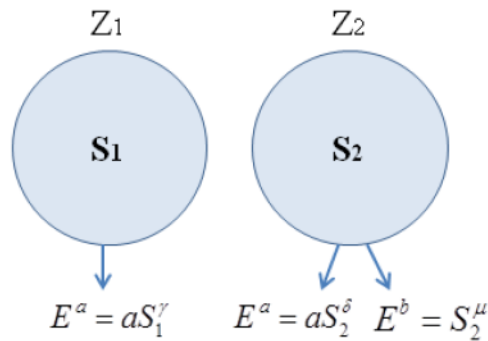
où $p_{S_2 S_1}$ est le prix en nature d'un changement de la surface de z_2 exprimé en surface de z_1 . Si nous supposons que la fonction d'utilité est séparable du revenu et multiplicative, c'est-à-dire où $V = z_1^\alpha z_2^\beta$ et où $z_1 = S_1^\gamma S_2^\delta$ et $z_2 = S_2^\mu$, le taux de substitution est fonction de la taille des surfaces. La réécriture de la fonction d'utilité fonction des surfaces est :

$$V = S_2^{\mu\beta + \delta\alpha} S_1^{\gamma\alpha}$$

$$\text{soit } \frac{dS_1}{dS_2} = -\frac{S_1}{S_2} \frac{(\alpha\delta + \beta\mu)}{\alpha\gamma}.$$

L'équivalence supposée d'un hectare d'une zone en un autre hectare d'une autre zone dans la méthode service-service n'est plus valable. Les paramètres α et β intègrent les préférences des individus. La zone 1 sera préférée à la zone 2 si $\alpha > \beta$ et inversement. Les paramètres γ , δ et μ présentent le poids de chaque type de services dans les différentes zones humides.

Nous intégrons à présent les services délivrés par les deux zones humides, où z_1 délivre un service $E^a = aS_1^\gamma$ et où z_2 délivre un service $E^a = aS_2^\delta$ et $E^b = S_2^\mu$.



Nous créons un lien entre les services délivrés et le bien-être à travers la fonction d'utilité suivante (Point, 2012c) :

$$U = U(E^a, E^b, y)$$

L'écriture de la différentielle dU avec $dU = 0$ donne :

$$\frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_1} dS_1 + \frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_2} dS_2 + \frac{\partial U}{\partial E^b} \frac{\partial E^b}{\partial S_2} dS_2 + \frac{\partial U}{\partial y} dy = 0$$

Nous obtenons :

$$\frac{dS_1}{dS_2} = - \frac{\frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_2} + \frac{\partial U}{\partial E^b} \frac{\partial E^b}{\partial S_2}}{\frac{\partial U}{\partial E^a} \frac{\partial E^a}{\partial S_1}} = P_{E^b E^a}$$

Cette formule établit un lien entre le prix de compensation du service E^b par E^a et le ratio de compensation de la surface S_2 par la surface S_1 (Point, 2012c).

À partir de l'expression $\frac{dS_1}{dS_2}$ des fonctions d'utilité V et U , nous montrons que la substituabilité de S_1 en S_2 est déterminée par $\frac{dS_1}{dS_2} = - \frac{S_1}{S_2} \frac{(\alpha\delta + \beta\mu)}{\alpha\gamma}$, selon que la zone humide soit abordée selon les surfaces ou selon les services fournis. Ce taux de substituabilité est différent du taux strictement symétrique proposé par la méthode service-service, il est déterminé en fonction du poids relatif attribué aux zones ou aux services fournis.

Après avoir étudié les différentes méthodes permettant de recréer une équivalence entre les milieux dégradés/restaurés, nous présentons rapidement les systèmes de compensation écologique et leurs limites.

1.3.5.3 Systèmes de compensation

Il existe plusieurs systèmes de compensation écologique (UICN, 2011) : la compensation unique, la banque d'atténuation et le fond de compensation. Le système de compensation le plus fréquent est celui de la compensation unique. Il permet de créer, de restaurer, d'améliorer ou de préserver des milieux humides ailleurs un "milieu naturel" équivalent à celui détruit. Le maître d'ouvrage peut proposer différents types de mesures compensatoires, du moment que la somme des mesures mises en place permet de compenser les pertes. Le principe de banques d'atténuation, ou de compensation, apparu aux États-Unis dans les années 1990, permet de compenser la destruction de zones humides en s'appuyant sur la section

404 du Clean Water Act. Ceux sont des institutions privées ou mixtes qui rassemblent l'ensemble des crédits de compensation détenus par des acteurs privés ou par l'État, afin de les vendre pour des futurs projets de développement portant atteinte à des zones humides. Les "mitigation banks" ont leur équivalent allemand : ce sont les "agences ou de pools de compensation". Ces agences facilitent la mise en œuvre des mesures compensatoires en concentrant la gestion et l'application des mesures pour éviter la multiplication d'actions de compensation isolées. En France, c'est la Caisse des dépôts qui tient le rôle de banque de mitigation depuis 2008. Elle gère le pilotage technique et financier des obligations de compensation des maîtres d'ouvrages et se porte garante de l'atteinte de leurs objectifs écologiques. Enfin, le fond de compensation est un dispositif mutualisant les financements publics ou privés, sur un patrimoine naturel identifié. C'est un outil permettant aux entreprises de compenser volontairement leurs impacts sur la biodiversité (y compris diffus et indirects) et qui constitue une forme d'actifs de compensation à une échelle locale. Ce dernier type de compensation est très peu utilisé.

1.3.5.4 Limites

Une des failles majeures du système de compensation est de considérer qu'un écosystème puisse être compensé par un autre dans une zone géographique différente. C'est ce que souligne Burgin (2010) dans une étude des banques de compensation en Australie où le principe de compensation prend de l'ampleur mais où, parallèlement, la perte d'espèces et la dégradation de la biodiversité continuent de croître. La sélection du site de compensation et du type de mesure compensatoire résultent souvent d'une opportunité et non pas d'une réflexion autour de l'atteinte de l'équivalence écologique (Barnaud et Coïc, 2010). La compensation s'inscrit dans une réflexion globale en amont, visant à protéger au maximum les écosystèmes impactés de façon à perdre le moins de fonctionnalités possible. La politique de compensation ne doit pas servir à encourager les destructions de zones humides ni donner le sentiment qu'elles sont permises en contrepartie d'un paiement (CNPN, 2007).

L'avantage principal de la méthode par banques d'atténuation est de disposer d'une compensation en amont de l'impact. Malgré cela, cette pratique n'encourage pas la réflexion sur une stratégie plus globale de conservation des zones humides à une échelle appropriée (Barnaud et Coïc, 2010). Fernandez et Karp (1995) soulignent le problème de la décision ou non d'investir dans une banque d'atténuation : le nombre de crédit dépensé par un investisseur est fonction du succès de la restauration. Il engage des fonds avec une incertitude profonde quant à la réalisation de ce succès. Une autre limite importante est celle posée

1.3 Protection et restauration des zones humides

RISQUES & LIMITES	AVANTAGES & OPPORTUNITÉS
Aboutir à un « droit à détruire »	Possibilité de réaliser des projets à « biodiversité positive »
Manque d'outils, de méthodologies et d'un vocabulaire adapté	Des actions et des financements nouveaux à destination de la conservation
Difficulté de mise en œuvre de certaines mesures	Meilleure acceptation sociale des projets
Manque de visibilité sur l'efficacité des mesures à grande échelle et sur le long terme	Possibilité de protéger la biodiversité sur des surfaces plus larges
Manque de contrôle de suivi des mesures mises en place	Une opportunité pour préserver la biodiversité sur le long terme
Encore peu ou pas de prise en compte de la biodiversité dite « ordinaire » et des services écologiques	Possibilité d'une meilleure prise en compte de la biodiversité par l'aménageur

TABLE 1.8: Risques et limites ; avantages et opportunités liées à la compensation écologique (Source : UICN, 2011)

par l'estimation de la valeur des fonctionnalités écologiques (UICN, 2011). Le crédit de compensation est accordé uniquement aux fonctionnalités écologiques que l'on sait identifier et évaluer. Une grande quantité de services écosystémiques est ainsi négligée. Bien que cette solution ne soit pas la plus efficace et qu'elle soit critiquable à bien des égards d'après Cox et Grose (2000), elle demeure l'une des méthodes de compensation qui incite le mieux à la préservation des zones humides. La multiplication des banques de mitigation a permis de garantir un financement de long terme non soumis aux aléas des budgets publics et l'action globale de ces banques permet d'agir à plus grande échelle (UICN, 2011).

Enfin, plusieurs limites techniques ont été soulignées par les professionnels et les pouvoirs publics (UICN, 2011) : l'inexistence d'une méthodologie permettant d'estimer de façon rigoureuse le niveau de compensation nécessaire ; la difficulté de trouver les terrains adéquats pour la réalisation des actions de compensation ; le manque de moyens humains et financiers alloués au contrôle des mesures compensatoires ; le manque d'outils permettant de capitaliser et de partager les connaissances. Le tableau 1.8 récapitule les risques et limites et les avantages et opportunités associés à la méthode compensatoire.

1.4 Conclusion

Des politiques incitatives aux incitations indirectes en passant par les mesures juridiques ou fiscales, les instruments en faveur des zones humides sont multiples. La reconnaissance des zones humides en tant qu'écosystèmes de grande valeur écologique et économique est la première étape vers la protection et la restauration de ces milieux.

Après avoir défini les zones humides, nous avons étudié la diversité de leurs fonctionnalités et présenté les fonctions d'habitat, de régulation, d'information et de production offertes. La multiplicité des biens et services retirés de ces fonctions souligne l'importance de ces milieux et l'intérêt de leur préservation. Soumises à de fortes dégradation depuis le début du XX^{ème} siècle, les zones humides sont aujourd'hui placées au coeur des problématiques économiques et politiques : l'éventail d'outils existant visant à protéger, préserver, restaurer ou créer des zones humides est étudié dans la seconde section de ce chapitre.

Les mesures de protection permettent d'établir un cadre juridique nécessaire à la mise en place de mesures économiques incitatives. La protection des zones humides passe par l'application de réglementations visant à les identifier, les classer et les préserver, l'adoption de mesures fiscales incitant à leur maintien plutôt qu'à leur transformation en cultures ainsi que par la mise en place d'acquisitions foncières (souvent étatiques). Ces mesures de protection vont dans le sens de la volonté politique d'agir en faveur de ces milieux fragiles et de renverser la politique de drainage massif observée jusque dans les années 1970.

Protéger les zones humides est nécessaire pour limiter leur dégradation mais insuffisant si l'on souhaite restaurer ces espaces. La restauration de zones humides se fait grâce à la mise en œuvre de mesures agro-environnementales qui cherchent à concilier zones humides et activité agricole en proposant aux agriculteurs d'adopter des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Afin de les rendre plus efficaces et de palier certaines limites que nous avons souligné, ces mesures agro-environnementales se déclinent à des échelles plus locales (MAET) de manière à répondre aux problématiques concrètes auxquelles font face les agriculteurs. La restauration se fait également par la mise en place de mesures de restauration car, bien qu'elles puissent être coûteuses selon le type de zone humide restaurée et posent un problème de temporalité, voire d'irréversibilité, elles sont efficaces et de plus en plus appliquées. Les mesures de restauration sont complémentaires et peuvent être appliquées simultanément, tout comme les mesures de protection. De même, lorsque la protection n'est pas applicable et que l'impact environne-

mental ne peut être évité, des mesures compensatoires sont adoptées afin de réduire les dommages subis et de corriger les pertes de fonctionnalités.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

Ce deuxième chapitre s'intéresse aux zones humides en tant que zones d'habitat et à leur gestion par les acteurs des zones humides¹. Il est basé sur des données géographiques (relatives aux cours d'eau), financières (relatives aux gestionnaires de zones humides) et techniques (relatives à l'aménagement des obstacles à la libre circulation des espèces piscicoles). À travers l'étude des cours d'eau de l'estuaire de la Gironde, nous constatons la forte présence d'obstacles à la continuité écologique et donc une accessibilité réduite aux zones humides. La section 2.2 est consacrée à l'étude de la continuité écologique des cours d'eau et présente notre zone d'étude. Nous ciblons notre analyse sur les obstacles à la migration et sur leurs coûts dans la section 2.3 avant de nous intéresser aux gestionnaires des zones humides dans la section 2.4. La restauration de la libre circulation piscicole le long des cours d'eau du pourtour estuarien n'est pas sans coût. Après avoir estimé le coût d'aménagement et d'entretien de chaque obstacle de notre zone d'étude, nous étudions les capacités financières des Associations Syndicales de Propriétaires (ASP) qui sont parmi les principales responsables des cours d'eau et de leur gestion. Bien que nous ayons connaissance du rôle des Fédérations de pêche, du SMIDDEST ou des associations (notamment MIGADO) dans la gestion et l'aménagement des ouvrages en eau, nous ciblons notre analyse sur les ASP qui sont riveraines et propriétaires et pour lesquelles nous disposons de données. Notons également

1. Certaines parties de ce chapitre ont fait l'objet de présentations, notamment à Rennes, au colloque Eaux et Territoires, en Octobre 2013, à Blaye lors de la journée thématique de l'estuaire de la Gironde en Novembre 2013 ainsi qu'aux Doctoriales "Sciences de l'Eau" à Strasbourg en Décembre 2014. La section 2.6 fait l'objet d'une révision dans la *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*. L'article soumis a également fait l'objet d'un *Cahier du GREThA* référencé "Pereau et al. (2014)".

que n'avons pu intégrer les Syndicats Intercommunaux de Bassins Versants (SIBV), responsables des investissements sur les ouvrages, dans notre analyse faute de données. Enfin, nous étudions l'efficacité du regroupement des ASP dans la section 2.5 ou de la fusion dans la section 2.6.

2.1 Introduction

Un estuaire est un espace dans lequel se confrontent les eaux marines et les eaux fluviales au gré des débits du fleuve et du cycle tidal (Fustec *et al.*, 2000). Le système fluvio-estuarien Gironde-Garonne-Dordogne, situé dans le sud-ouest de la France, comprend deux axes principaux, la Garonne et la Dordogne, qui se rejoignent au Bec d'Ambès pour former l'estuaire de la Gironde. Cet estuaire, le plus grand d'Europe occidentale avec une longueur de 75 km et une largeur maximale de 12 km, assure trois fonctions écologiques principales : fonction de nurserie, fonction d'alimentation et voie migratoire (Bournot, 2007). Souvent représenté comme une référence internationale en terme de richesse biologique spécifique, l'estuaire de la Gironde abrite près de 75 espèces piscicoles et constitue un passage obligé pour les espèces migratrices amphihaline qui effectuent une partie de leur cycle en eau douce et une autre partie en mer². L'estuaire et ses affluents sont des espaces déterminants pour les espèces piscicoles migratrices puisqu'ils représentent des zones de transit obligatoire et constituent une surface en eau douce directement accessible et colonisable. Ces secteurs représentent des zones d'accueil et de grossissement, des zones de reproduction et des zones de transit entre les parties basses et les parties en amont, notamment pour l'anguille européenne, espèce emblématique de l'estuaire girondin, sur laquelle nous basons notre étude. Ces secteurs sont des zones humides particulières : les marais estuariens de la Gironde.

Parmi la multitude de zones humides, les marais se caractérisent par une faible profondeur de l'eau et la présence de végétation herbacée. Situés à proximité des cours d'eau ou de la mer, ils représentent typiquement un écotone entre les écosystèmes aquatiques et terrestres. La plupart des marais sont des écosystèmes anthropisés : ils sont créés et contrôlés par l'Homme pour ses usages directs, qui y développe des activités de drainage, agricoles, d'élevages, de conchyliculture *etc.*

2. Anguille, flet, lamproie marine, lamproie fluviatile, esturgeon européen, saumon atlantique, truite de mer, éperlan, grande alose et alose feinte

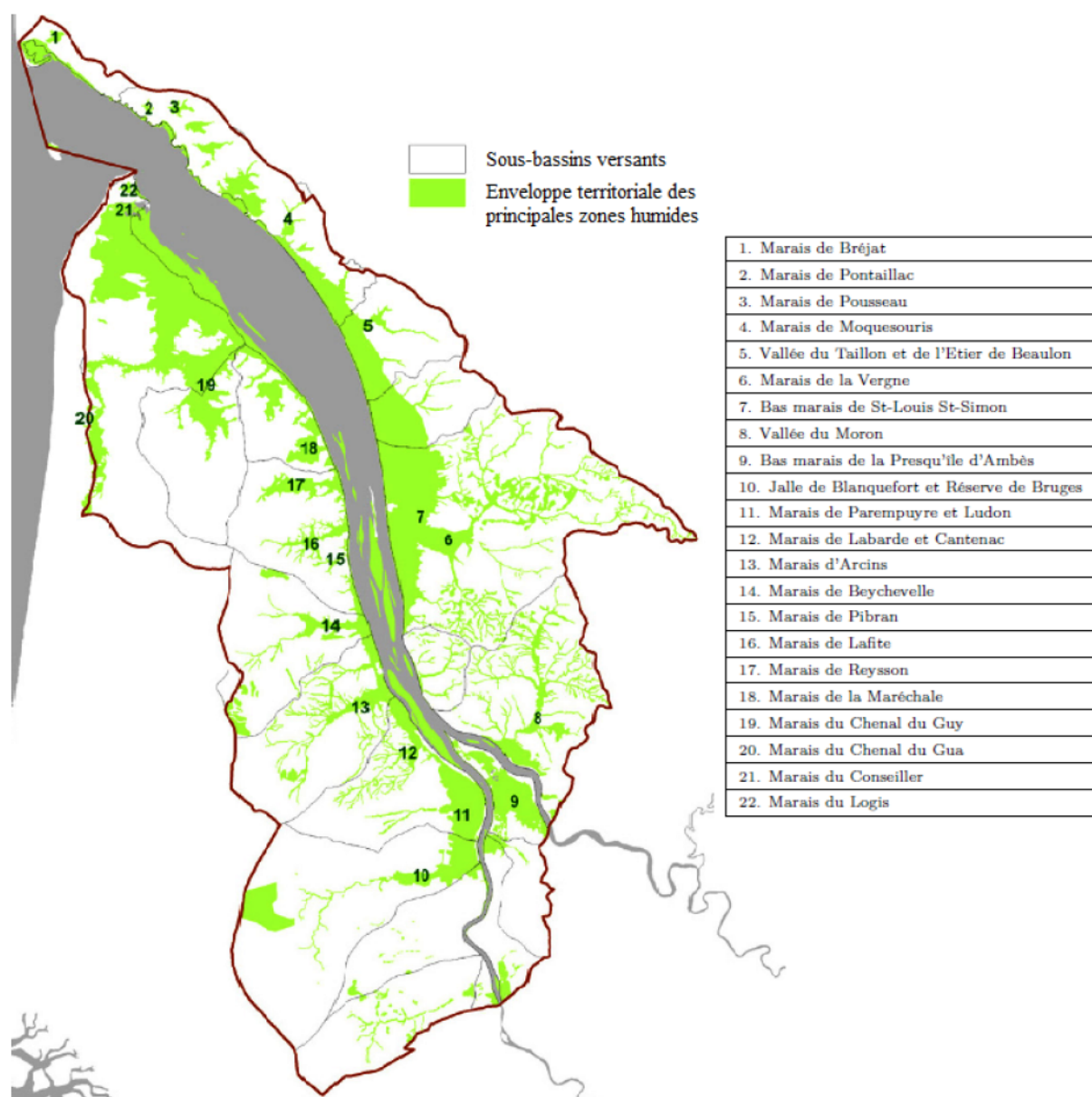


FIGURE 2.1: Zones de marais d'intérêt fonctionnel et patrimonial de l'estuaire girondin (Source : Albert *et al.*, 2007)

Au fil des siècles, l'aménagement des marais estuariens a permis la création d'un patrimoine unique tant pour sa richesse naturelle, sa biodiversité que pour ses paysages. Les zones humides étant parmi les milieux les plus riches du monde, les marais estuariens ne dérogent pas à la règle et constituent des espaces extrêmement favorables aux espèces animales et végétales (Choblet et Maslianskaia-Pautrel,

2009). Cependant, les fonctions de refuge, de transit, de nourricerie, propres aux espèces migratrices piscicoles, sont entravées par la présence d'obstacles qui rompent la continuité écologique des cours d'eau.

En France, en 2010, 60 000 ouvrages entravant la libre circulation des espèces ont été recensé (Onema, 2010a). Selon les estimations de l'Onema, ces ouvrages seraient responsables de la diminution de 44% de la densité d'anguilles depuis 1983. Considérée comme nuisible jusqu'en 1984 en France, l'anguille européenne est aujourd'hui sur la liste rouge des espèces menacées. La dégradation des stocks depuis les années 1980 place l'anguille dans une situation alarmante : l'état de sa population et l'intérêt halieutique, écologique et patrimonial que cette espèce représente soulèvent les attentions aux niveaux local, régional, national et européen. La reconquête des cours d'eau par l'anguille passe donc par la restauration de sa libre circulation et le retour à l'accessibilité des zones humides adjacentes.

L'objet de ce deuxième chapitre porte sur l'étude du coût d'aménagement et d'entretien des ouvrages en eau, de l'efficacité bioéconomique de ces aménagements et de la gestion des cours d'eau par les ASP. Nous nous demandons comment répondre aux coûts économiques que ces aménagements représentent en étudiant diverses structures de gestion pour parvenir à une efficacité économique et biologique optimale. Nous présentons le concept de continuité écologique et identifions les obstacles à la libre circulation des espèces migratrices (Section 2.2) puis nous nous intéressons aux possibilités d'aménagement de ces obstacles. Nous menons ensuite une estimation de leur coûts (Section 2.3). Cette estimation est confrontée aux disponibilités financières des gestionnaires des zones humides et de leurs cours d'eau. Après une présentation de leur rôle et de leur position autour de l'estuaire (Section 2.4), nous analysons leurs disponibilités financières puis nous étudions l'efficacité économique de leur regroupement (Section 2.5) puis de leur fusion (Section 2.6).

2.2 Continuité écologique des cours d'eau estuariens

La continuité écologique d'un cours d'eau se définit par la possibilité de circulation des espèces animales et le bon déroulement du transport des sédiments. Dans cette section, nous mettons en évidence les problèmes liés à la présence d'obstacles à la migration le long des cours d'eau de l'estuaire de la Gironde (Sous-section 2.2.1) puis nous nous intéressons à la continuité écologique des cours d'eau à travers les

mesures règlementaires qui cherchent à restaurer la libre circulation des migrateurs (Sous-section 2.2.2). Avant de nous intéresser aux solutions qui s'offrent à nous pour engager un processus de recouvrement de la continuité écologique des cours d'eau, nous présentons notre zone d'étude comprenant dix cours d'eau (Sous-section 2.2.3). Cette section a pour objet de rendre compte des problématiques associées aux cours d'eau estuariens et de souligner la volonté politique de restauration de la continuité écologique des cours d'eau.

2.2.1 Obstacles à la migration

Les obstacles à la migration sont un frein pour la progression des espèces piscicoles, et notamment de l'anguille européenne sur laquelle porte notre étude³. L'anguille est un grand migrateur. Cette espèce va parcourir les cours d'eau afin de s'établir dans un milieu qui lui est favorable et dans lequel elle pourra demeurer 10 à 15 ans avant de repartir se reproduire en Mer des Sargasses. La présence d'obstacles à la migration rend cette progression vers les lieux de croissance de plus en plus difficile. La Figure 2.2 illustre l'impact de l'effet cumulé d'obstacles sur les populations d'anguilles. Nous constatons qu'à mesure que l'anguille franchit des turbines d'usines hydroélectriques, son taux de survie diminue. Ainsi, si 1 000 anguilles en migration de dévalaison franchissent une série de 20 turbines ayant chacune un taux de mortalité de 10%, seules 120 parviendront à rejoindre la mer. Par ailleurs, la mortalité des anguilles est également provoquée par une mortalité indirecte due au stress et à la désorientation à la sortie de l'ouvrage (Elie et Rochard, 1994; Fustec *et al.*, 2000; Feunteun, 2002; Baisez et Laffaille, 2005).

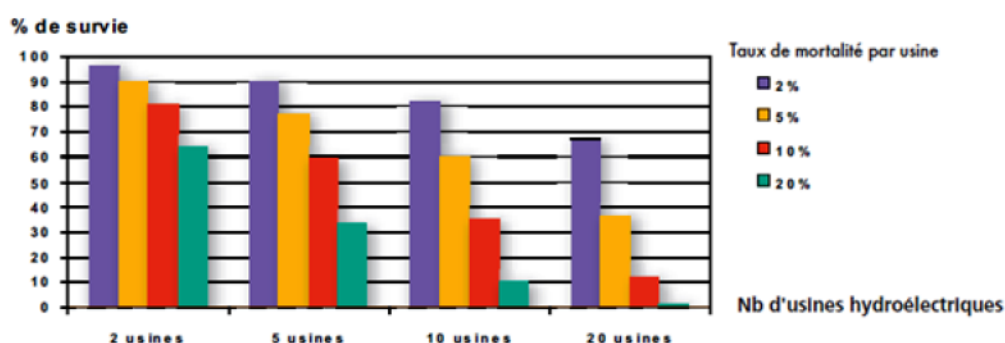


FIGURE 2.2: Pourcentage de survie de l'anguille en fonction du nombre d'usines et du % de mortalité par usine (Source : Onema, 2010b)

3. L'espèce Anguille européenne est présentée plus en détails dans l'Annexe II, ainsi que les raisons qui ont motivé le choix de cette espèce.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

La présence d'ouvrages le long des cours d'eau représente un obstacle majeur pour les anguilles. Les plans de gestion en faveur de la préservation de l'espèce soulignent le caractère primordial de l'aménagement des ouvrages en eau afin de permettre le rétablissement de la continuité écologique des cours d'eau. Les mesures engagées par le plan de gestion français pour la sauvegarde de l'anguille devraient permettre, à long terme, un échappement de 40% des anguilles argentées grâce à la mise en œuvre de trois volets (Onema, 2010b) :

- la définition d'une zone d'action prioritaire dans laquelle les ouvrages seront traités d'ici 2015 pour permettre leur franchissabilité
- un classement des cours d'eau pour faciliter la mise aux normes des ouvrages et mettre en place des dispositifs de contrôle renforcés
- un programme de recherche et développement d'équipements compatible avec la protection des anguilles et la production hydroélectrique.

Les obstacles à la migration de l'anguille sont conséquents : seulement 40% du bassin versant Garonne-Dordogne est accessible sur les axes principaux (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2007), 10,8% du linéaire existant est colonisable par les anguilles et plus de 60% des ouvrages posent des problèmes de franchissabilité. Une classification de la franchissabilité des ouvrages a été réalisée par Lauronce *et al.* (2010) (Association MIGADO). L'anguille ne pouvant effectuer de saut mais seulement utiliser la reptation, cette classification tient compte de la rugosité des ouvrages en eau, ainsi que de la pente et de la hauteur de chute. En croisant ces paramètres, MIGADO obtient la classification suivante qui sera utilisée pour identifier les niveaux de franchissabilité des ouvrages du bassin.

Les ouvrages identifiés "franchissables" (F) ne posent pas de problèmes particuliers de franchissement ; les "difficilement franchissable" (DF) ne seront franchissables que sous certaines conditions hydrologiques ou par une importante part de la population ; les "très difficilement franchissable" (TDF) quant à eux empêchent la migration de la majorité des individus, seule une petite part de la population pourra les franchir.

Les travaux menés sur les cours d'eau en aval de la Garonne et de la Dordogne ont permis de mettre en évidence les principaux obstacles à la migration de l'anguille et d'identifier les ouvrages à adapter ou

2.2 Continuité écologique des cours d'eau estuariens

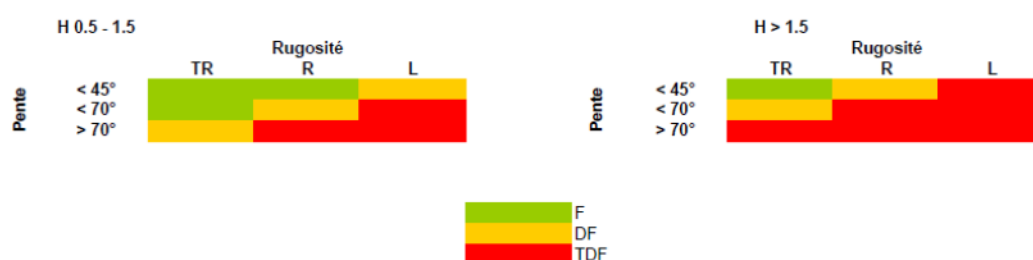


FIGURE 2.3: Degré de franchissabilité des ouvrages par l'anguille en fonction de leur rugosité, de leur pente et de leur hauteur (Source : Lauronce *et al.*, 2010)

Un ouvrage rugueux (présence de dalles et mousses) voire très rugueux (rochers) est plus facile franchissable par l'anguille qui se déplace par reptation. De même, un ouvrage trop haut sera infranchissable car elle ne dispose pas de la faculté de sauter comme les autres poissons.

supprimer en priorité. Les prospections menées par Lauronce *et al.* (2010) sur les affluents de l'estuaire et les sous-bassins de la Dordogne et de la Gironde, entre 2006 et 2009 sur 100 cours d'eau prioritaires pour l'anguille ont mis en évidence la faible quantité de linéaire facilement colonisable (10,8%). Sur 2 600 km de linéaire prospecté, 1 002 obstacles ont été inventoriés, soit une densité d'obstacles DF et TDF de 2,4/10 km (56% des ouvrages sont DF voire TDF). Les affluents de l'estuaire de la Gironde abritent, en moyenne, 14 obstacles TDF et 56 obstacles DF (Figure 2.4). Bien que des efforts aient été consentis pour permettre le franchissement des obstacles aux salmonidés migrateurs et aux aloses en avalaison, la présence de passes à anguilles est encore trop timide dans les cours d'eau français (Baisez et Laffaille, 2005). Pourtant, l'aménagement des ouvrages en eau permet parfois des résultats intéressants : le barrage de Tuilières sur la Dordogne a installé, en 2002, une rampe à brosse pour permettre le passage des juvéniles en avalaison ; cette installation s'est avérée efficace car elle a permis le passage de 19 000 individus alors qu'il n'en passait en moyenne que 267 (Ifremer, 2007).

Les obstacles et leurs aménagements ne sont pas les mêmes et n'ont pas le même effet selon l'espèce considérée. Par exemple, les anguilles étant présentes en eaux douces à des fins de grossissement, l'aménagement des obstacles les plus en aval débouche sur un gain de production immédiat (Porcher et Travade, 1992). Cependant, la réalisation de dispositifs de franchissement ne résout pas à elle seule le problème de la circulation des migrateurs. Ces dispositifs doivent être entretenus et périodiquement vérifiés. Aux effets négatifs imposés à l'espèce par les obstacles s'ajoute une accessibilité aux marais inférieure à 10% en moyenne. Ces marais représentent des zones d'habitats importantes pour les anguilles et la productivité piscicole, mais de nombreux ouvrages de protection à la mer (limitation de l'entrée

des eaux de l'estuaire à marée montante) empêchent les civelles de coloniser ces territoires. D'après MIGADO (2010), ces ouvrages contrôlent l'accès à 96% des habitats potentiels présents dans les marais du pourtour estuarien. L'aménagement de ces obstacles ne mène pas systématiquement à la destruction des ouvrages. En effet, une gestion mieux pensée des portes à flot, laissées ouvertes plus longtemps ou sur toute la durée du flot de migration, permettrait d'augmenter les possibilités de franchissement des obstacles et de colonisation des marais. Néanmoins, les ouvrages étant différents le long du réseau primaire, une gestion personnalisée de ces ouvrages est à prendre en compte afin d'optimiser la franchissabilité et les coûts d'aménagements associés. Les principaux critères influençant la franchissabilité des obstacles sont la hauteur, la pente, la rugosité de l'ouvrage, l'existence d'une voie de franchissement et la taille des individus. Après avoir identifié les obstacles du bassin versant Garonne-Dordogne, MIGADO a établi une grille de notation identifiant la franchissabilité de ceux-ci (Figure 2.4).

Objectif phare de la Directive Cadre sur l'Eau (2000), qui s'est fixée pour but la non dégradation supplémentaire de l'état chimique et écologique des masses d'eau et l'atteinte du bon état écologique des eaux d'ici 2015 ou 2021, le principe de continuité écologique constitue la base du bon état écologique. Le cours d'eau est considéré comme le lieu de vie d'une faune ayant des exigences parfois élevées en termes de qualité d'habitat, de continuité longitudinale (axe amont/aval) et/ou de continuité latérale (relation chenal principal/chenaux secondaires et Annexes hydrauliques) (Onema, 2010a). Après avoir identifié les ouvrages en eau et présenté les problèmes qu'ils posent, nous présentons les objectifs de continuité écologique des institutions politiques européenne, française et régionale.

2.2.2 Notion de continuité écologique

Notion introduite en 2000 (Directive 2000/60/CE du Parlement Européenne et du Conseil du 23 octobre 2000), la continuité écologique d'un cours d'eau intègre la libre circulation des organismes vivants ainsi que leur accès aux zones de reproduction, de croissance, d'alimentation ou d'abris. Le bon fonctionnement des réservoirs biologiques, notamment des connexions latérales et des conditions hydrologiques s'intègre également à cette notion. Cependant, la continuité écologique est loin d'être assurée : la présence d'obstacles sur les rivières induit des perturbations plus ou moins importantes selon leur hauteur, leur emplacement et selon l'effet cumulé de leur succession. Ainsi, les débits réservés ne sont pas res-

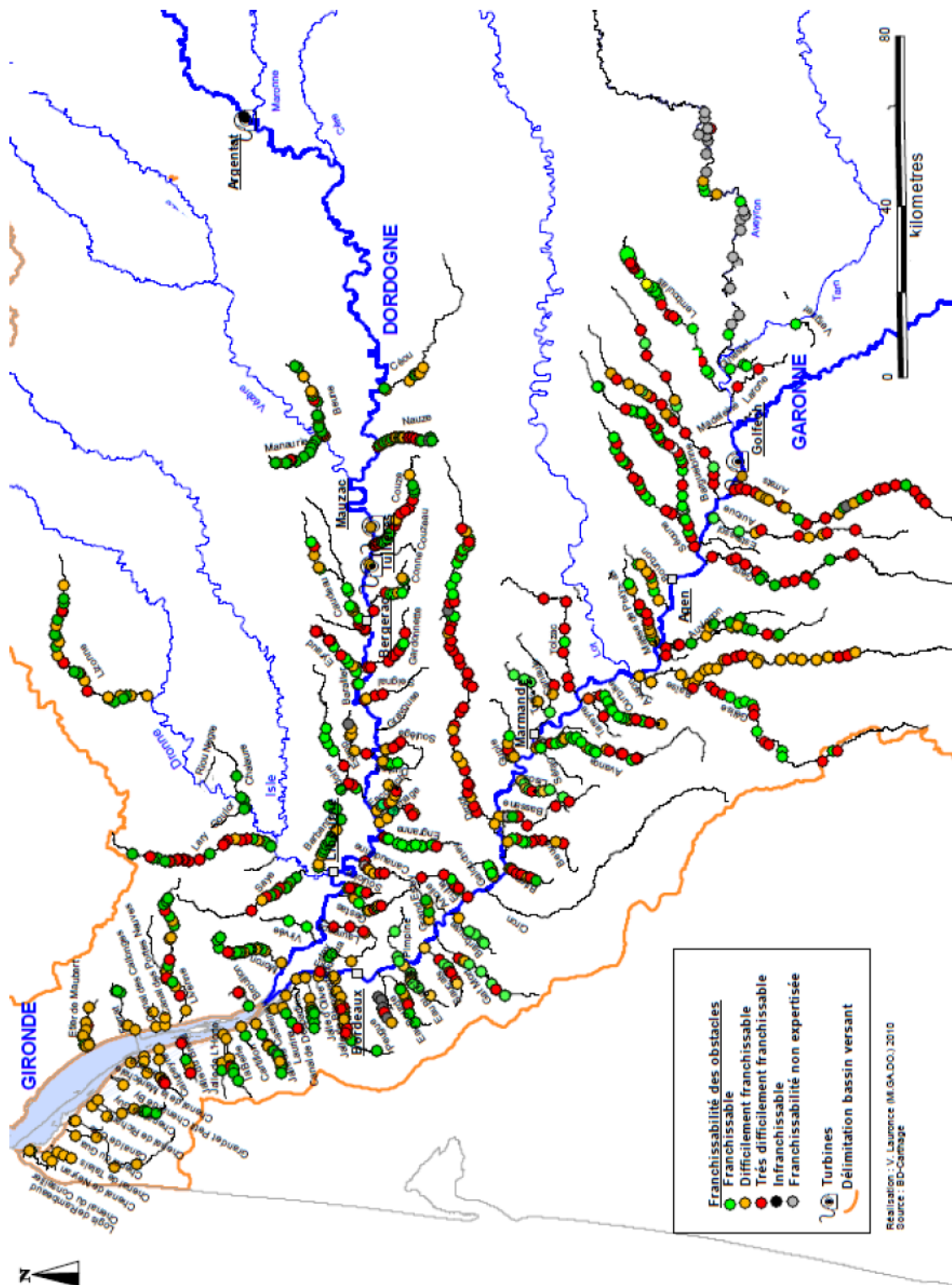


FIGURE 2.4: Principaux obstacles anadrome à la migration d'avalaison pour l'anguille sur le bassin versant Garonne-Dordogne (Source : MIGADO, 2010)

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

pectés, la libre circulation des espèces est entravée, les sédiments ne circulent plus (Onema, 2010a). Ces ouvrages sont des obstacles potentiels à la continuité écologique. La DCE, la loi sur l'eau (2006), le plan national de gestion de l'anguille et la loi Grenelle (2009) convergent vers la nécessité d'assurer le bon état écologique des cours d'eau ainsi que la migration des espèces. L'objectif de continuité est également inscrit dans le programme de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, qui contribue financièrement à cet objectif. La DCE impose, d'ici à 2015, le retour à un bon état écologique des eaux sur 66% des cours d'eau français. Pour ce faire, 27 milliards d'euros ont été débloqués pour atteindre cet objectif qui porte autant sur la qualité chimique des eaux que sur la richesse en biodiversité.

Les obstacles présents sur les cours d'eau induisent des perturbations sur la circulation des espèces migratrices : leur taille, leur emplacement et l'effet cumulé de leur succession ralentissent fortement la migration. Ainsi, un obstacle infranchissable à l'aval du cours d'eau pourra condamner son accès au même titre qu'une multitude de petits ouvrages difficilement franchissables. Outre la rupture de la continuité du cours d'eau sur toute sa largeur, la présence d'un ouvrage va créer des chutes artificielles, modifiant la ligne d'eau et la pente naturelle du cours d'eau. Les eaux courantes peuvent ainsi se transformer en une succession d'eaux stagnantes, provoquant un ralentissement de l'écoulement, une modification de la température, un phénomène d'eutrophisation, une baisse du niveau d'oxygène, une diminution de la quantité d'eau à l'étiage, un débit réduit à l'aval de l'ouvrage, une diminution de la capacité d'auto-épuration du cours d'eau ou encore une augmentation des hauteurs d'eau en amont de l'obstacle, qui favorise l'immersion des berges (Onema, 2010a). L'évolution des décrets de classement amène aujourd'hui les cours d'eau de l'estuaire de la Gironde, notamment, à s'adapter aux exigences de la DCE. Depuis 2006, deux classements ont été introduits⁴ dans le cadre de la Trame Bleue. Les cours d'eau sont désormais identifiés "en rivières réservées" (liste 1) ou "au titre de la continuité écologique" (liste 2). L'objectif de libre circulation piscicole a été élargi et a laissé la place au concept de continuité écologique, qui intègre les notions de bon état écologique et de bonne circulation des sédiments. Nous allons étudier le classement de cours d'eau de notre zone d'étude et mettre en évidence la volonté forte de restauration de la libre circulation sur ces cours d'eau.

4. Le classement des cours d'eau du bassin Adour-Garonne est disponible sur <http://www.consultation-classement-adour-garonne.fr>

2.2.3 Cours d'eau de notre zone d'étude

L'établissement de listes de cours d'eau fait suite au constat du déclin des espèces migratrices (Onema, 2011). Appelés "classements de cours d'eau", ces dispositifs donnent un cadre réglementaire permettant d'imposer des mesures visant à permettre la circulation des espèces le long d'un cours d'eau. L'objectif est d'autoriser, sur les cours d'eau à fort intérêt écologique, le traitement d'un ensemble d'ouvrages à une échelle cohérente. Les démarches fondées sur ce principe de classement remontent à 1865, imposant aux cours d'eau classés l'installation "d'échelles à poissons" sur les nouveaux ouvrages (Onema, 2011).

Les cours d'eau classés en liste 1 ont été sélectionnés parmi ceux en très bon état écologique, les réservoirs de biodiversité identifiés dans les SDAGE et parmi les cours d'eau désignés zones migratoires des grands migrateurs. L'installation de tout nouvel obstacle à la continuité écologique y est proscrite. Les cours d'eau classés en liste 2 ont pour rôle d'assurer le transport des sédiments et la circulation des poissons migrateurs. La création de passes à poissons ne sera donc pas suffisante. Les cours d'eau de la liste 2 intègrent également les zones d'action prioritaire pour l'anguille et doivent être aménagés dans un délai de 5 ans. Le classement en liste 2 a vocation à accélérer le rythme de restauration des fonctions écologiques et hydrologiques des cours d'eau, sans attendre, le cas échéant, l'échéance des concessions ou autorisations. Le classement en liste 1 va concerner tous les usages et permettra le refus de tout nouvel obstacle sans justification au cas par cas. Il permettra également d'imposer des mesures visant à restaurer la continuité à l'occasion de la révision d'autorisation ou de concession. Le classement en liste 1 a une portée non négligeable mais insuffisante pour permettre la restauration de la libre circulation, d'où l'importance du double classement. Il entre dans un objectif de non-dégradation future et de restauration de la continuité sur le long terme. Le classement en liste 2 complète la liste 1 : le champ d'action est plus large, l'action se veut plus rapide et cela permet de traiter l'ensemble des ouvrages sur les axes concernés, sans être tributaire d'une initiative locale. Ce classement donne également un cadre réglementaire nécessaire à l'aménagement des ouvrages identifiés comme prioritaire du plan de gestion anguille. Le double objectif de circulation des poissons et des sédiments est un progrès important car il favorise l'arasement total ou partiel des ouvrages ou bien leur aménagement lorsqu'un usage est avéré.

Les 10 cours d'eau ci-après sont ceux que nous avons choisi d'étudier, à partir des études de MIGADO (2008a). Préalablement identifiés par MIGADO comme cours d'eau prioritaires pour l'anguille, nous les avons sélectionnés pour le rôle majeur qu'ils jouent pour l'espèce migratrice mais également pour la

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

disponibilité des données afférentes. Nous verrons par la suite qu'ils représentent également un intérêt en terme de gestion. Les cours d'eau que nous avons sélectionnés pour notre étude appartiennent à la fois à la classification en liste 1 et en liste 2 (à 75,1%) : ceux sont des cours d'eau à fort intérêt environnemental sur lesquels la volonté d'aménager les ouvrages en eau est présente.

	Liste 1 : Restauration de la continuité écologique	Liste 2 : Axes migratoires prioritaires pour l'anguille
Chenal de Guy	A l'aval du pont de la RD3	Tout le cours
Canal du Despartins	Tout le cours	En aval du Moulin de Canteloup
La Maqueline	Tout le cours	En aval des vannes du Marais de Labarde
Chenal de la Calupeyre	Tout le cours	En aval de la Motte Blanche
Jalle du Breuil	Tout le cours	En aval du seuil du Château du Breuil
La Berle	Tout le cours	En aval de Mouralet
Jalle du Cartillon	Tout le cours	En aval du Pont de la D2
Jalle de Castelnau	Tout le cours	En aval du Pont de la D2
Chenal du Gua	Tout le cours	Tout le cours
Jalle de l'Horthie	Tout le cours	En aval de la Tour Carnet

TABLE 2.1: Classement en liste 1 et 2 des cours d'eau de notre étude (Source : Projets de liste de bassin harmonisée Liste 1 (Article L.214-17-I 1°) et Liste 2 (Article L.214-17-I 2°))

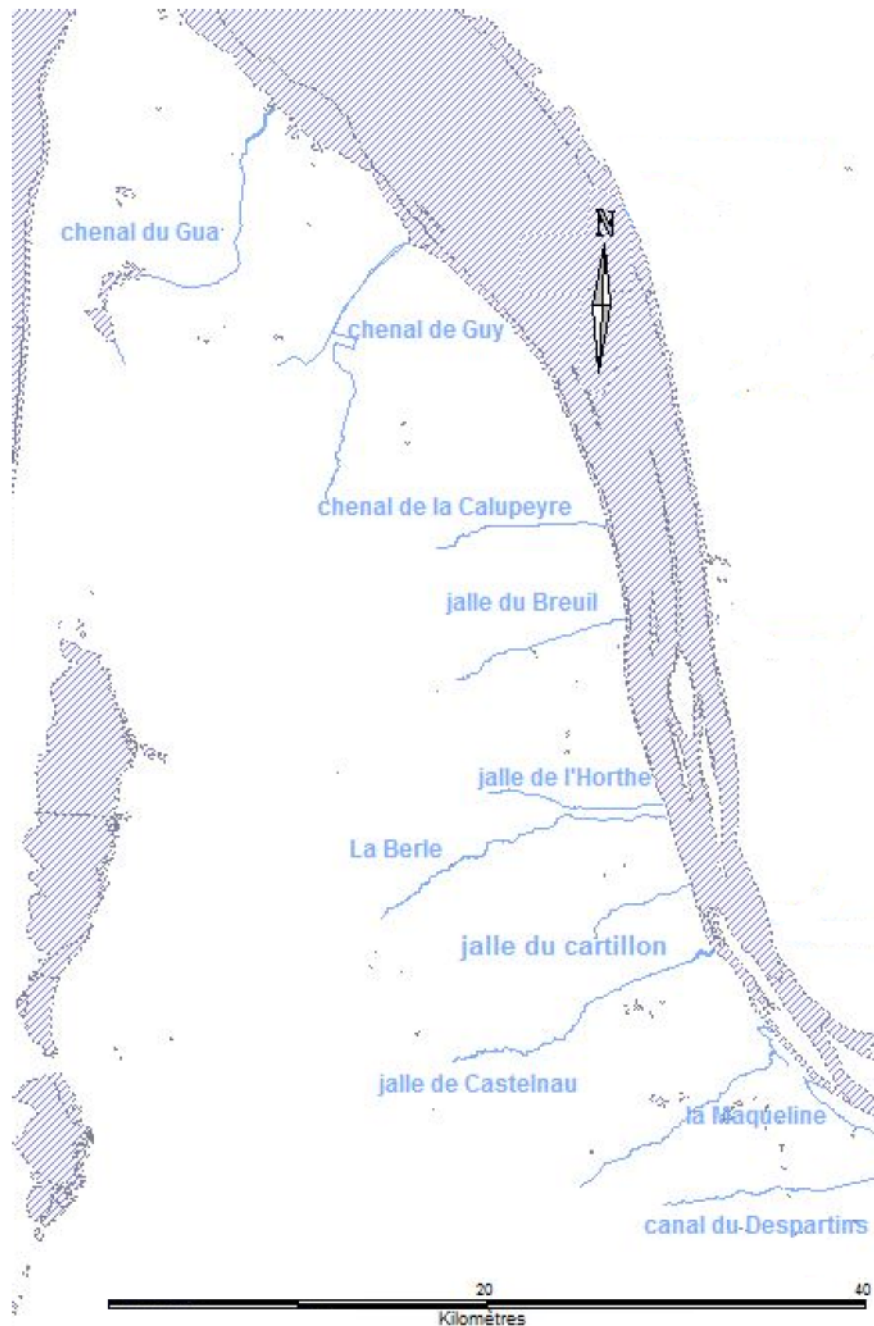


FIGURE 2.5: Cours d'eau de notre zone d'étude (Source : S. Lavaud, GREThA)

La volonté de restaurer la continuité écologique des cours d'eau nécessite l'analyse préalable des obstacles qui rompent cette continuité. Après avoir mis en lumière les ouvrages présents le long des cours d'eau et leur rôle dans l'incapacité de l'anguille européenne à coloniser les zones humides en amont, nous nous sommes intéressés à une zone plus restreinte, sur laquelle portera la suite de notre étude. Cette zone, située sur l'ouest estuarien, abrite dix cours d'eau identifiés à enjeu prioritaire pour

l'anguille (Lauronce *et al.*, 2010). Nous voyons à présent comment les ouvrages en eau peuvent être aménagés, en fonction de leur positionnement, leur hauteur et des dispositifs dont ils sont dotés.

2.3 Étude de l'aménagement des obstacles

Dans cette section, nous nous intéressons aux possibilités d'aménagement des ouvrages en eau. Après une présentation des obstacles présents dans notre zone d'étude, du potentiel colonisable de chaque cours d'eau et de la disponibilité en zones humides que leur aménagement représente (Sous-section 2.3.1), nous menons une estimation des coûts d'aménagement des ouvrages en eau après avoir présenté les coûts associés à chaque type d'aménagement (Sous-section 2.3.2). Nous mobiliserons ces estimations dans les sections suivantes à travers l'étude des capacités financières des gestionnaires de zones humides (Sections 2.5 et 2.6).

2.3.1 Obstacles de notre zone d'étude

Les études menées par MIGADO (2008b) sur 100 cours d'eau de l'estuaire, identifiés comme cours d'eau à enjeu pour les anguilles dans le cadre du PLAGEPOMI et du SDAGE et définis par leur importance, leur représentativité et leur intérêt piscicole, ont permis d'identifier les enjeux piscicoles des affluents de l'estuaire et d'identifier les principaux obstacles à la migration des espèces.

Le tableau 2.2 présente les obstacles présents sur les 10 cours d'eau de notre zone d'étude ainsi que les surfaces en eau disponibles. Les surfaces en eau disponibles le long des cours d'eau sont identifiées comme des habitats disponibles pour l'anguille, en raison de son caractère ubiquiste. Le raisonnement ne sera pas le même pour la lamproie, par exemple, pour laquelle nous n'identifions comme "habitats disponibles" que les zones de fraie. Pour l'anguille, en revanche, omniprésente et pouvant coloniser des surfaces plus diverses, nous nommerons "habitats potentiels" les surfaces en eau situées entre deux obstacles successifs sur les cours d'eau.

L'objectif de ce travail est de déterminer les gains en termes d'habitats liés à l'aménagement des obstacles. L'association MIGADO et le SAGE "estuaire de la Gironde et Milieux Associés" précisent toutefois que ce travail d'identification des cours d'eau prioritaires pour l'anguille, basé sur une étude des coûts et bénéfices biologiques, n'a pas pour but de classer des cours d'eau mais plutôt d'orienter dans

le temps la reconquête des différents bassins versants. L'étude que nous menons s'ancre sur ce discours et n'a pas vocation à préconiser la restauration d'un cours d'eau plutôt qu'un autre. Nous nous intéressons avant tout aux obstacles présents le long des cours d'eau, à leurs coûts d'aménagement et à leur gestion par les ASP et les SIBV.

	Nombre d'obstacles			Habitats potentiels (ha)
	<i>TDF</i>	<i>DF</i>	<i>F</i>	
Chenal du Gua	-	4	-	17,4
Chenal du Guy	-	3	3	10,4
Jalle de Castelneau	2	5	6	7,6
Maqueline	1	4	2	7,2
La Berle	2	3	4	6,8
Canal de Despartins	1	3	7	5,3
Chenal de Calupeyre	2	4	-	5
Jalle de l'Horte	-	2	1	4,5
Jalle du Breuil	2	1	2	3,8
Jalle de Cartillon	-	1	2	1,5
	10	30	27	69,5

TABLE 2.2: Habitats potentiellement disponibles pour l'anguille et nombre d'obstacles à aménager (Source : à partir de Albert *et al.*, 2007)

L'étude du rapport coût-bénéfice biologique consiste à déterminer les habitats disponibles situés entre deux obstacles successifs sur les différents cours d'eau et à calculer les gains, en termes d'habitat, qui seraient récupérés suite à l'aménagement des obstacles. Le graphique 2.6 illustre la mise en relation du nombre d'obstacles difficilement franchissables voire très difficilement franchissables avec le bénéfice biologique de leur aménagement sur les cours d'eau de notre zone d'étude. Un classement des cours d'eau peut éventuellement être établi afin d'orienter dans le temps leur reconquête, sachant qu'ils sont tous considérés prioritaires pour l'anguille. La Jalle du Cartillon, la Jalle du Breuil, le Chenal de Guy et la Jalle de l'Horte ont été volontairement exclus du graphique de manière à permettre une meilleure lisibilité des autres courbes. Nous constatons, par exemple, que le Chenal du Gua est un cours d'eau intéressant en terme de gain biologique (surfaces gagnées en hectares, voir Lauronce *et al.* (2010) pour le détail des calculs) au vu du nombre d'obstacles qu'il faut aménager. À l'inverse, le Chenal de Calupeyre induit un grand nombre d'ouvrages à aménager pour un gain d'hectares près de 2,6 fois inférieur au Chenal du Gua. Il ne faut cependant pas conclure quant à une efficacité bioéconomique absolue, cela dépend du type d'ouvrage à aménager et des coûts associés.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

L'étude des gains bioéconomiques a pour but de classer les cours d'eau à aménager en priorité. Les cours d'eau moins efficaces demeurent des espaces importants pour l'espèce et l'ouverture sur les marais. La section 2.3.2 apporte de plus amples éléments sur les cours d'eau à aménager en priorité.

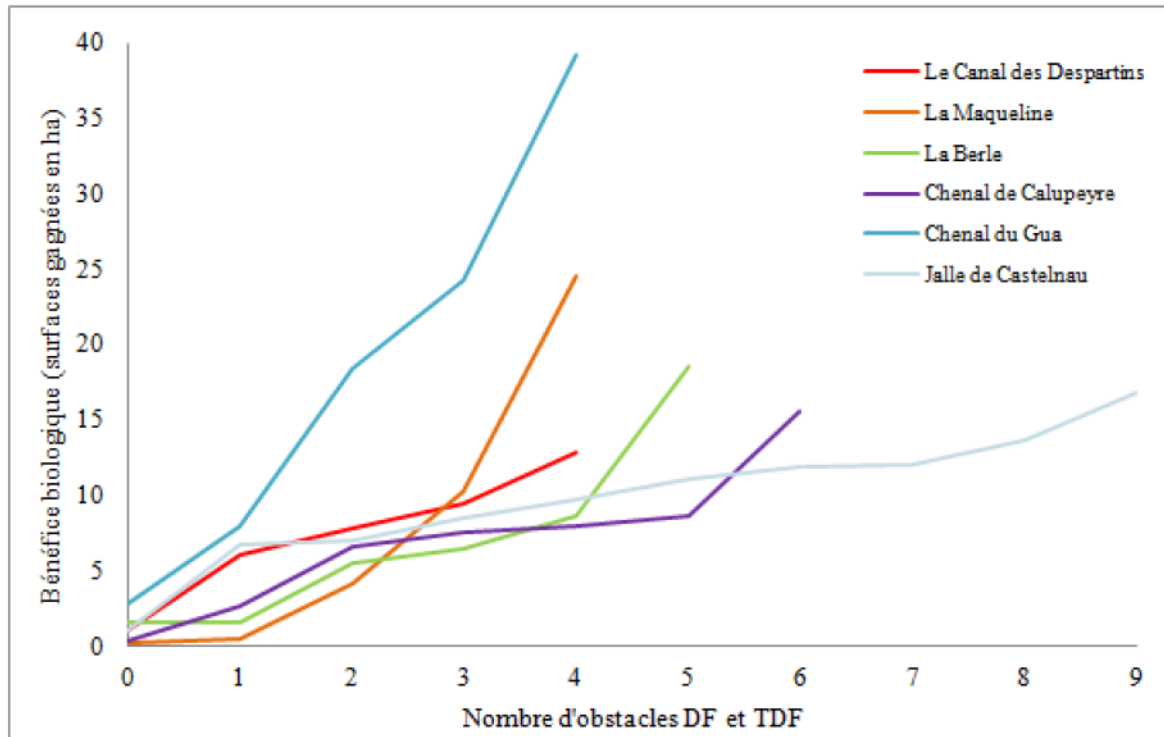


FIGURE 2.6: Bénéfice biologique gagné suite à l'aménagement des obstacles par cours d'eau (Source : Lauronce *et al.*, 2010)

Outre le bénéfice biologique de l'aménagement des ouvrages en eau, il faut également étudier la dimension économique à travers les coûts totaux par cours d'eau de la restauration de la libre circulation. Il demeure une limite à cette étude des coûts : elle ne pourra être confrontée au bénéfice économique de la libre circulation (retour des espèces, transport des sédiments, protection contre les inondations *etc.*). Une telle valeur est difficile à estimer, sauf si nous ne nous intéressons qu'au bénéfice retiré de la pêche, en se basant sur une estimation de la population de migrateurs à venir dans les cours d'eau. Notre étude ne s'intéresse pas à l'avantage économique direct ou indirect que représente la restauration de la libre circulation. Nous faisons une analyse coûts-efficacité basée sur les coûts estimés de l'aménagement des obstacles en eau et sur les capacités financières des Associations Syndicales de Propriétaires (ASP). L'étude des coûts ainsi que des budgets permettra d'estimer les possibilités d'aménagement des cours

d'eau du pourtour estuarien.

2.3.2 Étude des coûts d'aménagement

Les marais Annexes de l'estuaire girondin présentent des habitats potentiels très importants pour les anguilles. Cependant, de nombreux ouvrages de protection à la mer empêchent les espèces piscicoles de pénétrer dans ces secteurs. Actuellement, seulement 10% du linéaire de cours d'eau desservant les zones de marais étudiées par Lauronce *et al.* (2010) est accessible à l'anguille. Or, la gestion de l'obstacle aval, uniquement, permettrait un accès à 37% du linéaire en moyenne (MIGADO, 2010). L'aménagement des portes à flot n'étant pas le même que celui des ouvrages présents sur les cours d'eau, du fait des débits d'eau notamment, nous nous intéressons aux solutions d'aménagements de chaque type d'ouvrages (MIGADO, 2008b; Onema, 2010b)⁵ :

- L'effacement de l'ouvrage est la seule mesure qui permette une restauration écologique intégrale et qui rétablisse la continuité écologique d'un cours d'eau. Sans pour autant détruire l'ouvrage, ce qui induit un coût de suppression et un coût de réaménagement des berges, cette option peut être appliquée par l'ouverture continue des portes.
- La gestion "optimisée" de l'ouvrage par manœuvre de vannes. Il s'agit d'augmenter le temps d'ouverture de manière à augmenter la fenêtre de migration des espèces. Les ouvertures sont à privilégier pendant les périodes de forte migration (novembre à juillet). Cette solution demande l'intervention régulière d'un technicien rivière.
- L'aménagement d'un dispositif de franchissement :
 - Prébarrage
 - Enrochement et rampes en enrochements
 - Passe à ralentisseurs
 - Passe à bassins ou passes spécifiques à anguilles (à brosses ou à plots)
 - Gestion de portes à flot par : une installation de cales portes ; une gestion et installation de raidisseurs ou une installation et manœuvre de vantelles.

Il est à noter que ces systèmes étudient le volume d'acceptation des zones en amont avant débordement

5. Voir Annexe III pour un détail sur les solutions d'aménagement des ouvrages en eau

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

ainsi que l'envasement, la quantité de matière en suspension avec des ouvertures permanentes ou semi-permanentes et la quantité d'entrée d'eau salée. L'ouverture des portes à flot ne se fait que dans la mesure où celle-ci n'altère pas la qualité des zones en amont. L'étude de 10 cours d'eau prioritaires, qui abritent 11 ouvrages à la mer, montre que l'aménagement de ce type d'ouvrage trouve, en général, sa solution dans l'installation de cales ou de clapets dont le coût moyen total représente 5 330 € (Tableau 2.3), soit un coût total estimé de 58 630 €.

À partir des travaux d'estimations de MIGADO (2008a,b) sur des rivières pilotes, des travaux de Garandeau (2012) et des moyennes de coûts établies par catégorie d'obstacle, nous pouvons estimer le coût moyen d'aménagement et d'entretien des obstacles (Tableau 2.3) sur les cours d'eau qui offrent un habitat potentiellement disponible pour l'anguille. Les coûts d'aménagement sont estimés selon la hauteur d'un ouvrage, son type (porte à flot, pont, moulins, dessableur *etc.*), sa rugosité, la présence de vannes et son état (les moulins en état de détérioration avancée sont généralement démantelés) (Voir Annexe IV pour le détail des coûts estimés). Les coûts d'entretien sont établis à partir de données réelles moyennes selon le type d'aménagement et selon l'aménagement proposé. Par exemple, l'entretien d'une passe à brosses représente un coût moyen de 9 360 € par an. Ce type d'aménagement nécessite un entretien régulier pour limiter le colmatage par les embâcles, problème qui concerne 90% des passes (Boucault *et al.*, 2008), l'engravement et la dégradation.

Bien que nous établissons des coûts moyens sur la base des aménagements les plus fréquents en fonction de la typologie de l'ouvrage, de sa franchissabilité et de sa taille, il faut garder à l'esprit que chaque ouvrage doit faire l'objet d'une étude afin de déterminer précisément quelle solution est la plus appropriée pour l'anguille et selon l'usage de l'ouvrage. La complexité de ce travail, tant dans sa difficulté à établir à un diagnostic pour chacun des ouvrages du bassin versant que pour le temps qu'il demande, n'offre actuellement pas d'estimation pour chaque ouvrage précisément.

Les choix d'aménagement que nous avons fait se basent sur les conseils de MIGADO (2008a). Nous retenons les aménagements suivant (Voir Annexe III pour de plus amples explications sur les types d'aménagements proposés) :

- Création d'une rampe à enrochement pour les ouvrages de moins de 1m
- Création d'une passe à anguille substrat brosse pour les ouvrages de plus de 1m
- Mise en place de cales ou de clapets pour la moitié des portes à flot

2.3 Étude de l'aménagement des obstacles

- Démantèlement uniquement pour des ouvrages présentant de gros problèmes liés à l'abandon
- Gestion des vannes pour les vannages estimés franchissables lorsque la vanne est ouverte

	<i>Coût d'entr. moy. (/an) /ouvrage</i>	<i>Coût moy. d'amén. /ouvrage</i>	<i>Coût moy. de l'étude /ouvrage</i>	<i>Coût total /ouvrage</i>
<i>cales ou clapets</i>	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
<i>gestion des vannes</i>	780 €	- €	2 000 €	2 780 €
<i>rampe à enrochement</i>	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
<i>passe à brosse</i>	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
<i>vantelle</i>	130 €	3 500 €	2 000 €	5 880 €
<i>démantèlement</i>	- €	8 000 €	2 000 €	10 000 €

TABLE 2.3: Aménagements d'ouvrages et coûts associés (Source : à partir des données de MIGADO (2008b) et Garandeau (2012))

Pour déterminer les possibilités de restauration de la continuité écologique des cours d'eau du pourtour estuarien, nous croisons les coûts d'aménagement des obstacles avec les données financières dont nous disposons sur les ASP. L'absence d'exhaustivité sur ces données nous a contraint à réduire notre champ d'étude de manière à disposer de données les plus proches possibles de la réalité, c'est pourquoi nous nous sommes concentré sur l'étude de 10 cours d'eau à enjeu prioritaire pour l'anguille. Ainsi, notre zone d'étude totalise un linéaire de 183,4 km et abrite 57 ouvrages DF/TDF allant de la porte à flot au moulin, en passant par le seuil ou le dessableur. Notre zone d'étude compte 5,7 ouvrages DF/TDF en moyenne par cours d'eau, soit 0,31 ouvrage DF/TDF au kilomètre, ce qui représente un coût moyen estimé au kilomètre de 2 239 €. L'étude des coûts d'aménagement des ouvrages met en avant la plus ou moins grande efficacité économique et biologique de la restauration de la libre circulation sur ces cours d'eau. Le détail des calculs de coûts estimés et des types d'obstacles se trouve en Annexe IV.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

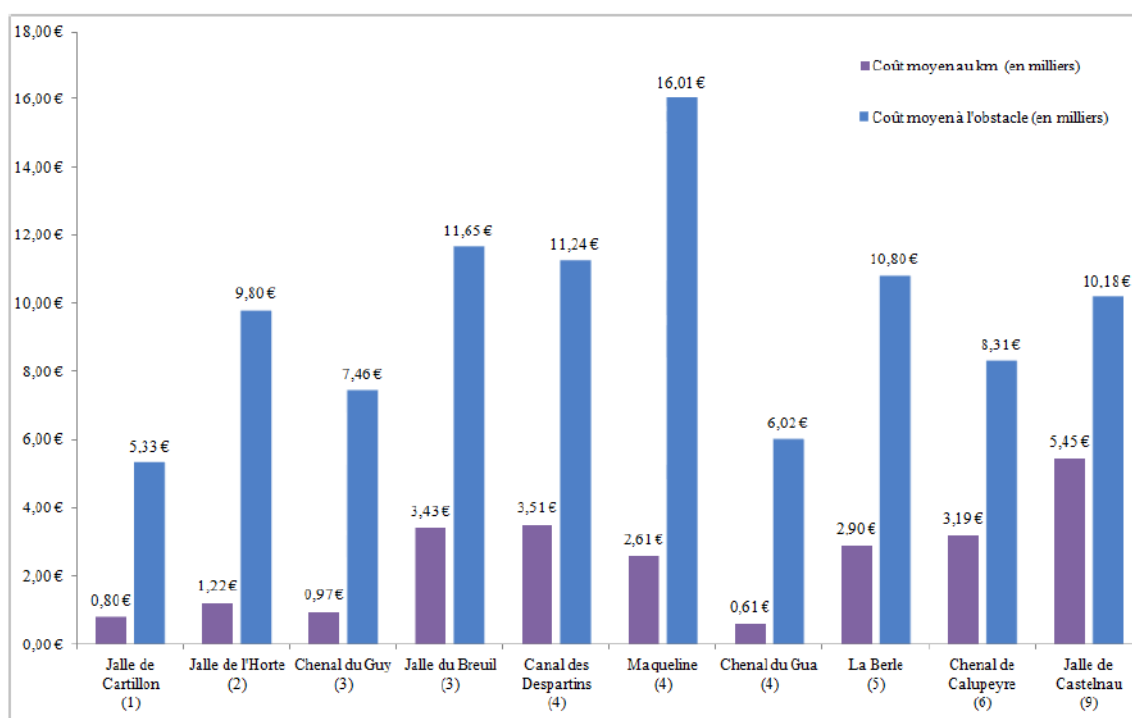


FIGURE 2.7: Coûts moyens au kilomètre et à l'obstacle par cours d'eau (en milliers d'euros) (Source : auteur)

La Figure 2.7 présente les coûts moyens par kilomètres gagnés et par obstacles aménagés selon le cours d'eau considéré. Le chiffre indiqué entre parenthèse en dessous de chaque cours d'eau indique le nombre d'ouvrages total à aménager. Nous constatons, pour la Maqueline par exemple, que malgré un coût moyen au kilomètre gagné relativement faible, les obstacles représentent une charge financière totale assez importante. Le tableau résume le coût total par cours d'eau associé au linéaire total disponible. Au vu de l'histogramme et du tableau, la Jalle de Cartillon, la Jalle de l'Horte, le Chenal du Guy et le Chenal du Gua semblent être des cours d'eau dont le coût total est relativement faible comparé au gain de linéaire qu'ils offrent.

L'estimation menée sur les coûts d'aménagement des ouvrages conduit à une estimation globale qui s'élève à 410 740 € pour la restauration de la libre circulation de l'anguille européenne sur les 10 cours d'eau de notre zone d'étude. Cette estimation est à présent mise en parallèle avec les capacités financières des ASP. Les marais présents sur le pourtour estuarien sont actuellement peu accessibles et ne remplissent pas entièrement leur fonction primaire de nourricerie. Pour ce faire, la continuité écologique doit être restaurée. L'estimation des coûts d'aménagement des ouvrages que nous venons de mener permet d'illustrer l'effort nécessaire requis par les ASP pour permettre cette reconquête. Après avoir identifié

	Linéaire accessible total	Coûts totaux
Jalle de Cartillon	6,7 km	5,33 M€
Jalle de l'Horte	16 km	19,59 M€
Chenal du Guy	23 km	22,37 M€
Jalle du Breuil	10,2 km	34,95 M€
Canal des Despartins	12,8 km	44,95 M€
Maqueline	24,5 km	64,02 M€
Chenal du Gua	39,2 km	24,09 M€
La Berle	18,6 km	53,99 M€
Chenal de Calupeyre	15,6 km	49,84 M€
Jalle de Castelnaud	16,8 km	91,61 M€

TABLE 2.4: Linéaire accessible total et coûts totaux (en milliers d'euros) après aménagement des cours d'eau
(Source : auteur)

les cours d'eau à aménager en priorité, nous présentons les gestionnaires des zones humides associées à ces cours d'eau (Section 2.4) avant de nous intéresser aux capacités financières des ASP (Section 2.5) et d'étudier les moyens de les rendre plus efficaces (Section 2.6).

2.4 Les acteurs des zones humides

Les zones humides de l'estuaire sont des espaces aujourd'hui uniquement constitués de marais artificiels⁶. L'enjeu social de ces milieux amène à s'intéresser à leur mode de gestion tant au niveau du marais en lui-même que des cours d'eau qui y mènent. Parmi les propriétaires de terrains de l'estuaire (Conseil général, Conservatoire du littoral, propriétaires privés, Fédérations de chasse, Grand Port maritime de Bordeaux et communes), seuls les communes et propriétaires privés ont pris des initiatives de regroupement en vue d'une meilleure cohérence des actions et efficacité des moyens engagés (Point, 2011). La gestion des zones humides de l'estuaire est assurée à différents niveaux, de manière non coordonnée, par les ASP (Associations Syndicales de Propriétaires) et les SIBV (Syndicats Intercommunaux de Bassins Versants). Les missions qui incombent aux ASP s'inscrivent dans une logique de prévention des risques naturels et sanitaires, des pollutions et nuisances, de préservation et restauration des ressources naturelles et de la biodiversité. Elles doivent également s'assurer de la gestion des ouvrages, tandis que

6. D'après la Convention de Ramsar, les zones humides de type marais estuariens sont considérées comme des zones humides artificielles. Voir http://www.ramsar.org/pdf/key_guide_list2009_f.pdf pour une définition détaillée des diverses catégories de zones humides.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

leur construction, et autres investissements, incombe aux SIBV. Notons que nous assimilons le terme “aménagement d’obstacle” à l’investissement nécessaire à la franchissabilité de l’obstacle.

Les exploitants agricoles regroupés en ASP ont largement façonné les zones humides estuariennes. La réunion en syndicats ou associations des propriétaires de marais a débuté dès le *XV^{ème}* siècle alors que la conquête des marais était en plein essor Point (2012a). La conquête des marais s’est accélérée suite à l’édit d’Henri IV qui accorde des facilités économiques, fiscales et sociales pour les propriétaires qui souhaitent aménager, endiguer ou drainer leurs marais. L’entretien de ces aménagements représentant un coût considérable, les propriétaires se sont réunis pour mutualiser les moyens d’actions et gérer les marais de manière commune. L’efficacité limitée de ces associations, basées sur une grande diversité de mode d’organisation et de fonctionnement, a conduit à l’élaboration d’un cadre réglementaire au début du *XIX^{ème}* siècle. À partir de cet instant, les propriétaires ont pu se réunir sous trois formes d’Associations Syndicales de Propriétaires, définies en fonction du degré de liberté d’adhésion (Point, 2011) :

- Les associations syndicales libres (ASL), issues de la volonté unanime des propriétaires ;
- Les associations syndicales autorisées (ASA) qui sont créées à la demande de propriétaires majoritaires contraignant la minorité à adhérer à leur projet ;
- Les associations syndicales forcées (ASF) instituées par l’État et pour lesquelles l’adhésion est obligatoire.

Ces associations, aujourd’hui principalement définies en ASA, ont pour objectif principal de mettre en commun les moyens d’action des propriétaires de marais pour gérer l’entretien de ces espaces et veiller au bon fonctionnement du réseau hydraulique, ce qui est nécessaire à leur maintien et à leur exploitation économique. Leur domaine de compétence actuel concerne uniquement la gestion hydraulique et l’entretien des ouvrages (Albert *et al.*, 2007). Les recettes de fonctionnement des ASP sont perçues grâce à une taxe à l’hectare, propre à chaque ASP et pouvant varier selon les années (Point et Penisson, 2012a).

Le travail de recensement du Forum des Marais Atlantiques a permis d’identifier les surfaces de marais gérées par ces organisations collectives : en 2007, 53 associations syndicales géraient 376 km² de marais sur le périmètre du SAGE (Figure 2.8).

2.4 Les acteurs des zones humides

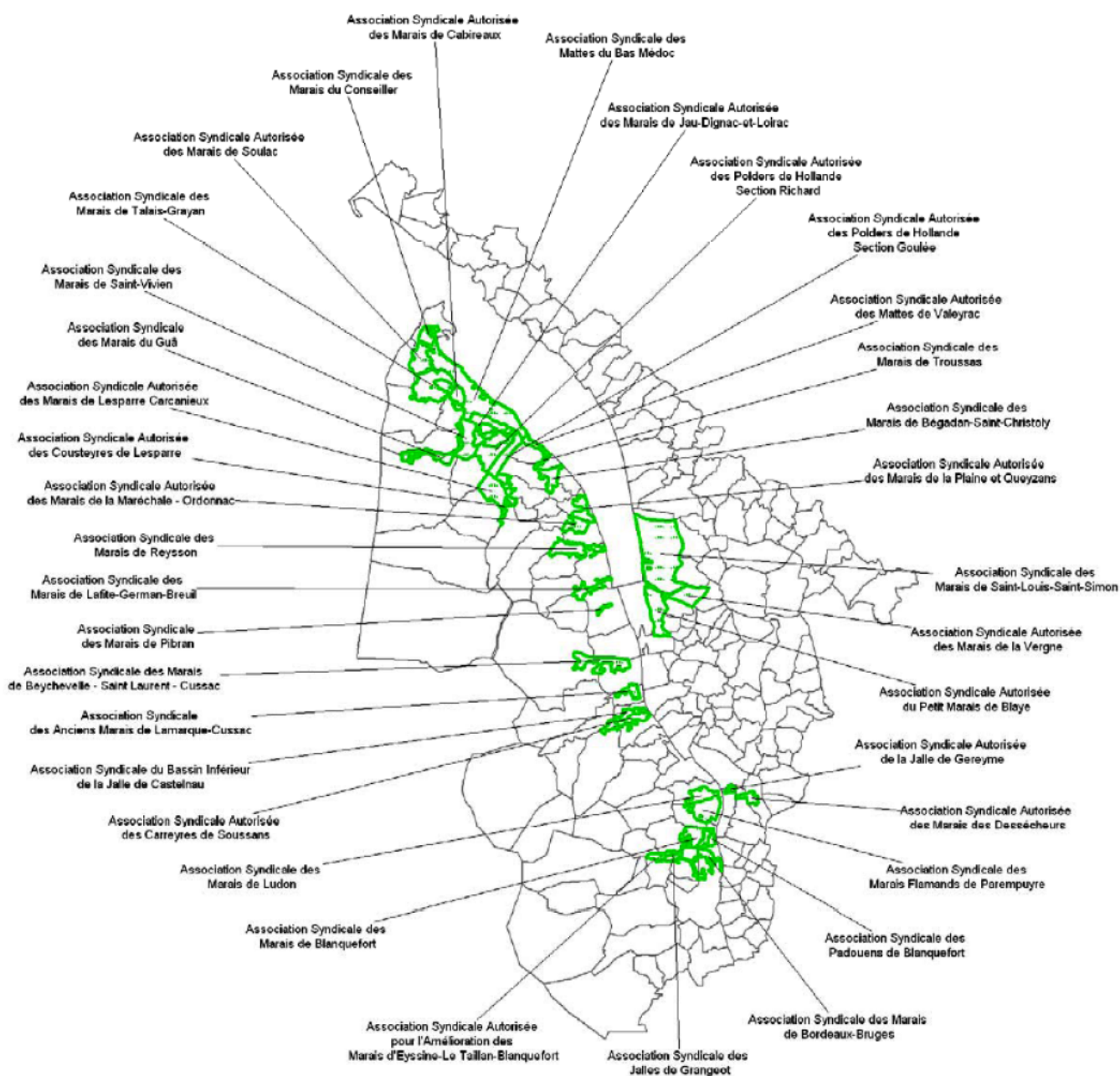


FIGURE 2.8: ASP de l'estuaire de la Gironde (Source : Point et Penisson, 2012a)

Depuis 1789, les ASP ont étendu les superficies gérées. La Figure 2.9 restitue cette évolution pour les 37 ASP de la partie girondine du SAGE. Nous constatons que, dès 1870, 85% des superficies actuellement en ASP bénéficiaient de ce mode de gestion. En 2000, près de 30 000 ha de marais étaient gérées par des ASP et près de 38 000 en 2010 (Point, 2011).

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

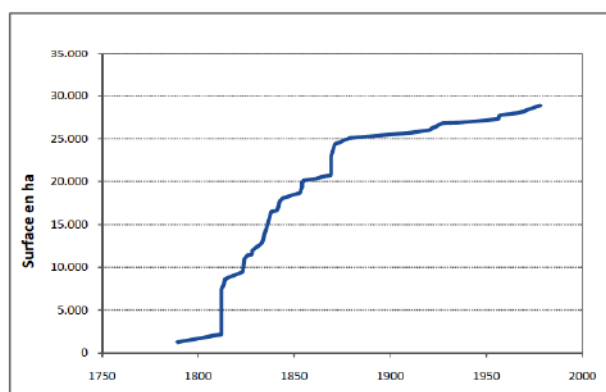


FIGURE 2.9: Cumul des surfaces gérées en ASP depuis 1789 (partie girondine du SAGE “estuaire”) (Source : Point, 2011)

Les ASP réunissent les propriétaires des parcelles comprises dans un certain périmètre d'action : un propriétaire est membre de l'association parce que son terrain fait partie de la zone géographique concernée. La raison d'être des associations syndicales est de contribuer à la mise en place, à la surveillance et à l'entretien d'ouvrages hydrauliques dans les marais. Chaque association n'est compétente qu'à l'intérieur du périmètre syndical. Plus précisément, l'association a pour objet (Point, 2011) :

- La construction, la restauration, l'amélioration, l'entretien, la surveillance et la gestion des ouvrages et installations dont est composé le réseau hydraulique situé dans le périmètre syndical
- La définition et la gestion des niveaux d'eau dans l'intérêt général des propriétaires, eu égard aux saisons, aux conditions climatiques et aux besoins des divers usagers.
- La lutte contre les espèces envahissantes
- La participation aux opérations d'intérêt général ou particulier conformes à sa mission, c'est-à-dire prévenir les risques naturels et sanitaires, les pollutions et les nuisances, préserver et restaurer les ressources naturelles et la biodiversité et contribuer de manière durable au développement économique, social et environnemental du marais, notamment en facilitant la mise en valeur des propriétés.

À l'origine, les ASP ont été créées pour des raisons purement économiques fondées sur le dessèchement de nouveaux marais tout comme l'entretien et la restauration des ouvrages existants. Si le rôle majeur des ASP dans le maintien des écosystèmes estuariens est indiscutable, il n'en reste pas moins qu'elles

ne peuvent plus faire face seules à cet enjeu. Faute de moyens financiers et de compétences techniques, elles rencontrent des difficultés à rénover et entretenir les ouvrages en eau.

Depuis un siècle, l'émergence d'une nouvelle perception des marais dans la conscience collective a rendu les syndicats de plus en plus sensibles aux questions environnementales. Bien que leurs fonctions premières demeurent, ils jouent à présent un rôle environnemental en préconisant tant le respect des espèces et des milieux sensibles que la lutte contre les espèces envahissantes. Ce changement de fonctions reflète l'évolution générale qui existe dans les zones humides : la recherche d'un équilibre entre un objectif de développement économique et de préservation des milieux, équilibre impliquant un entretien au quotidien du marais que l'ASP est la plus apte à effectuer du fait de sa proximité au terrain.

L'évolution du contexte économique, et notamment du modèle productiviste agricole et environnementale, avec la mise en place de mesures de protection des cours d'eau et des zones humides, a mené à la création de syndicats dans lesquels des collectivités locales se sont engagées afin de prendre un relais organisationnel et financier (Point et Penisson, 2012b). Les collectivités locales s'engagent ainsi dans la gestion des cours d'eau non domaniaux, se constituant en Syndicats Intercommunaux de Bassin Versant (SIBV) dès la fin des années 1960. Les SIBV ont pour mission, à l'échelle d'un bassin, de gérer le réseau hydrographique et les zones humides, hors marais, des bassins versants. Le lien étroit entre le bassin versant et le marais a conduit les ASP à se coordonner aux SIBV en vue d'une meilleure efficacité économique (seules 16% des ASP ne sont pas intégrées à des SIBV du fait de leur position géographique éloignée).

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

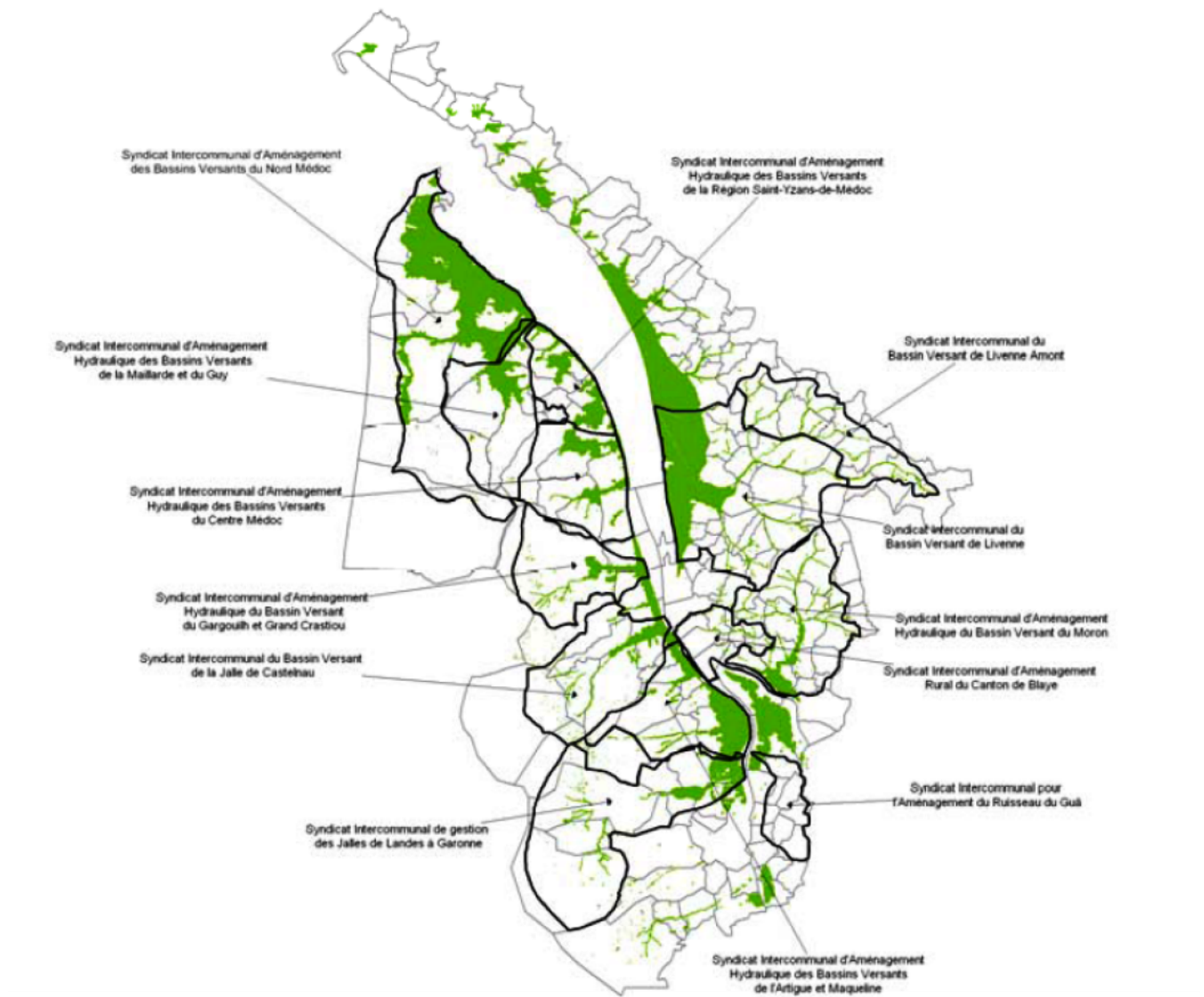


FIGURE 2.10: SIBV de l'estuaire de la Gironde (Source : Point et Penisson, 2012b)

L'examen des données comptables menée par Point (2011) sur les ASP et les SIBV de l'estuaire confirme que les ASP réalisent elles-mêmes très peu d'investissements. Pour les 13 SIBV de la zone d'étude, les budgets annuels oscillent entre 300 000€ et 600 000€, ce qui est au moins 4 fois supérieur aux dépenses d'investissement cumulé sur 10 ans de l'ensemble des ASP (sur 20 ASP, seules 7 ont investi entre 1985 et 2005).

Les moyens financiers et techniques des SIBV laissent à penser qu'ils pourraient se substituer aux ASP. Cela n'est cependant pas souhaitable. En effet, les ASP, de part leur proximité aux problématiques de terrain et leur connaissance du fonctionnement des marais, assurent une maintenance efficace et peu

coûteuse. Cet argument ajouté au fait que les données financières dont nous disposons sur les SIBV sont relativement faibles, nous n'intégrons pas les SIBV aux analyses financières à venir. Les objectifs de restauration de la continuité écologique des cours d'eau soulèvent des besoins de financement assez conséquents. Si nous croisons les budgets disponibles moyens des 25 ASP de notre étude aux coûts d'aménagement totaux, nous constatons que les ASP peuvent répondre à 47% du budget total requis. Notons cependant qu'elles peuvent couvrir à elles seules (dans cette configuration où elles sont toutes regroupées) les frais d'entretien totaux moyens/an. Les coûts restants sont principalement des coûts d'investissement, à la charge des SIBV. Dans leur configuration actuelle, les ASP n'ont pas cette efficacité : les différences budgétaires entre les ASP sont parfois assez conséquentes (par exemple, le budget disponible réel moyen du marais Lafite-German-Breuil est 117 fois supérieur à celui du marais Troussas) et leur gestion non-coordonnée limite les champs d'action. Pour rendre les ASP plus efficaces dans leur gestion des zones humides et des cours d'eau, nous étudions à présent l'efficacité du regroupement des ASP à partir des propositions de regroupement de la préfecture de la Gironde.

2.5 Regroupement des ASP : Étude de l'efficacité

Les biens et services fournis par les zones humides vont du bien privé marchand, comme les activités de production agricole, animale ou forestière, à des biens et services ayant une dimension de bien collectif pur. L'État peut alors intervenir, soit sur la gestion directe des ouvrages et des zones humides à la place des ASP et SIBV, soit en cherchant à mieux les coordonner pour les rendre plus efficaces. Pour ce faire, nous pouvons envisager deux solutions : unir/regrouper ou fusionner les ASP. La question de la taille optimale de l'ASP s'analyse en termes économiques : elle est une forme d'arbitrage entre les économies d'échelle qui réduisent les coûts (coûts de transaction compris) et la moindre prise en compte de l'hétérogénéité spatiale qui génère des coûts dus à une mauvaise prise en compte des spécificités locales (Point, 2011). Dans l'étude de l'efficacité au regroupement des ASP, nous ne considérons pas les dimensions spatiales du problème mais la présence d'obstacles dans un périmètre donné, dont la charge relève d'une ou plusieurs ASP.

Les propositions de regroupement d'ASP sont étudiées dans la sous-section 2.5.1. Nous voyons, dans les sous-sections 2.5.2, 2.5.3 et 2.5.4, quelle est l'efficacité du regroupement des ASP du Nord-Ouest, de

l'Ouest et du Sud-Ouest, respectivement.

2.5.1 Propositions de regroupement

La recherche d'une meilleure coordination entre les ASP est aujourd'hui un objectif affiché par les autorités publiques à travers une logique de regroupement des ASP en de plus grandes entités. Bien que nous sachions que le préfet peut décider de regrouper les syndicats mais qu'il n'a pas de pouvoir sur les ASP, nous allons considérer que les ASP seront regroupées, dans la mesure où celles-ci sont affiliées aux SIBV.

La préfecture de la Gironde suggère le redécoupage des 7 SIBV de la rive gauche en 3 SIBV de plus grandes dimensions (Figure 2.11). Le premier regroupement est composé des SIBV Nord-Médoc, Maillarde-et-Guy et St-Ysans-de-Médoc. Le regroupement de ces SIBV amène à un regroupement de 14 ASP. Le second regroupement est composé des SIBV Centre-Médoc et Gargouilh-et-Grand-Crastiou. Il propose le regroupement de 5 ASP. Le dernier regroupement est composé des SIBV Jalle-de-Castelnau et Artigue-et-Maqueline. Il propose le regroupement de 5 ASP. Les ASP et SIBV sélectionnés pour notre étude se situent sur l'Ouest estuarien. Ils gèrent et entretiennent les 10 cours d'eau précédemment étudiés.

ASP/SIBV	Centralisé	Intermédiaire	Décentralisé
Centralisé	1 SIBV - 1 union d'ASP		7 SIBV - 1 union d'ASP
Décentralisé	1 SIBV - 25 ASP	3 SIBV - 25 ASP	7 SIBV - 25 ASP

La situation actuelle de l'Ouest estuarien est une solution décentralisée (Décentralisé/décentralisé). La situation à venir, celle issue de la préfecture de la Gironde, est une situation intermédiaire. D'autres pistes de regroupement pourraient être envisagées : regrouper l'ensemble des 25 ASP et des 7 SIBV (Centralisé/centralisé) en une unique super-structure de gestion des zones humides de l'estuaire ou encore proposer des solutions centralisées/décentralisées, intermédiaires/décentralisées *etc.* La situation à venir à partir de 2014, proposée par la préfecture de la Gironde en 2011, fera l'objet de notre étude (Figure 2.11).



FIGURE 2.11: Proposition de regroupement au 14/04/2011 par la préfecture de la Gironde

Le regroupement, ou l'union, d'ASP ne réduit pas les coûts de gestion et de transaction. Il a cependant l'avantage d'être vu favorablement par les collectivités territoriales de rang supérieur car il facilite la mise en place de politiques cohérentes et évite d'avoir à arbitrer entre de multiples demandes redondantes (Point, 2011). La logique économique qui a prévalu pour la création des ASP est fondée sur les économies d'échelle dans la réalisation des travaux, sur le partage de coûts collectifs. Nous sommes en présence d'une logique de rendements d'échelle croissants dans un certain domaine (Point, 2011). Le regroupement repose sur la mutualisation de moyens techniques et de compétences mais surtout sur la concertation ou coordination de gestion. Bien que nous disposons des données financières des ASP de notre zone d'étude, ainsi que de leur surface et du nombre de propriétaires qu'elles incluent, l'iden-

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

tification avérée d'économies d'échelle liées au regroupement des ASP ne peut être menée. Nous ne disposons pas de suffisamment de données pour mener une analyse économétrique de cette question. L'objet de cette étude n'est pas de déterminer la dimension optimale d'une union d'ASP mais d'appréhender leur efficacité économique face aux coûts d'aménagement des ouvrages présents dans leur zone de compétence. Ainsi nous analysons l'efficacité du regroupement des ASP du Nord-Ouest (Sous-section 2.5.2), puis de l'Ouest (Sous-section 2.5.3) et enfin du Sud-Ouest (Sous-section 2.5.4).

2.5.2 Regroupement des ASP du Nord-Ouest de l'estuaire

Le regroupement des 14 ASP du Nord-Ouest estuarien gère deux cours d'eau majeurs : le Chenal du Gua et le Chenal du Guy. La restauration de la libre circulation sur ces deux cours d'eau équivaut à un gain en linéaire de 62,2 km (sans prendre en compte les connexions hydrauliques Annexes) et la reconquête de 412 km² de bassin versant.

Le tableau 2.5 exprime les données⁷ relatives aux 14 ASP du Nord-Ouest estuarien. Il indique les moyennes des dépenses et recettes de fonctionnement réalisées entre 2000 et 2010. Notre zone d'étude s'est concentrée sur les ASP pour lesquelles nos données étaient riches. Le regroupement de 2 293 propriétaires pour une surface de 9 520 hectares de zones humides et 1 392 km de linéaire induit un budget moyen disponible de 117 846,54 €. Ce budget a été estimé à partir des travaux de Point (2012b) et de Point et Penisson (2012a).

7. Une base de données, créée par le laboratoire du GREThA, intégrant les données comptables (dépenses et recettes) des ASP, a été construite à partir du dépouillement et de l'exploitation des comptes administratifs sur 10 ans, complété par des entretiens avec les présidents des ASP.

2.5 Regroupement des ASP : Étude de l'efficacité

	<i>Superficie (ha) 2010</i>	<i>Nb Propr. 2010</i>	<i>Linéaire (km)</i>	<i>Dépenses fnctt réel (moy décennie 2000)</i>	<i>Recettes fnctt réel (moy décennie 2000)</i>
AS des Marais du Conseiller	377,85	179	428,05	2 270,12 €	6 009,98 €
AS des Marais de Talais et Grayan	1512,03	338	221,08	6 892,00 €	16 205,00 €
AS des Marais du Guâ	618,08	326	26	6 465,63 €	14 673,52 €
AS des Marais de Bégadan et Saint Christoly	434,19	70	40,94	4 485,18 €	17 945,27 €
AS des Marais de Soulac	1212,1	310	91,47	7 815,82 €	37 470,91 €
ASA des Marais de Cabireaux	445,02	170	56,11	3 133,93 €	8 598,05 €
AS des Marais de Saint-Vivien	887,71	125	117,55	10 225,76 €	15 513,89 €
ASA des Polders de Hollande Section Goulée	707,28	94	77,29	2 244,55 €	6 671,70 €
AS des Marais de Troussas	89,39	43	7,88	594,62 €	1 012,09 €
ASA des Marais de Lesparre-Carcanieux	746,76	115	66,54	4 403,59 €	8 774,03 €
ASA des Marais de la Plaine et Queyzans	498,39	34	48,86	1 384,96 €	2 587,41 €
ASA des Polders de Hollande Section Richard	1046	214	101,52	5 482,91 €	11 450,29 €
ASA des Marais de Jau-Dignac-et-Loirac	481,6	129	38,88	3 243,64 €	6 545,61 €
ASA des Cousteyres de Lesparre	413,78	126	17,08	2 893,45 €	4 023,11 €
ASA des Marais de la Maréchale - Ordonnac	49,91	20	52,82	3 082,20 €	24 984,04 €
Totaux				64 618,36 €	182 464,90 €
				Budget disponible	117 846,54 €

TABLE 2.5: Regroupement des ASP du Nord-Ouest de l'estuaire (Source : auteur)

Sur la période 2001-2010, Point (2012b) révèle que les 35 ASP de son étude dégagent toute un solde moyen annuel positif. Les excédents budgétaires s'établissent à 59% en moyenne, avec une fluctuation pouvant aller de 2% d'excédent à 98% sur son échantillon. Le rapprochement des ressources et des dépenses de fonctionnement laissent apparaître une évolution parallèle et structurellement excédentaire, avec un solde positif de l'ordre de 60% des recettes.

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

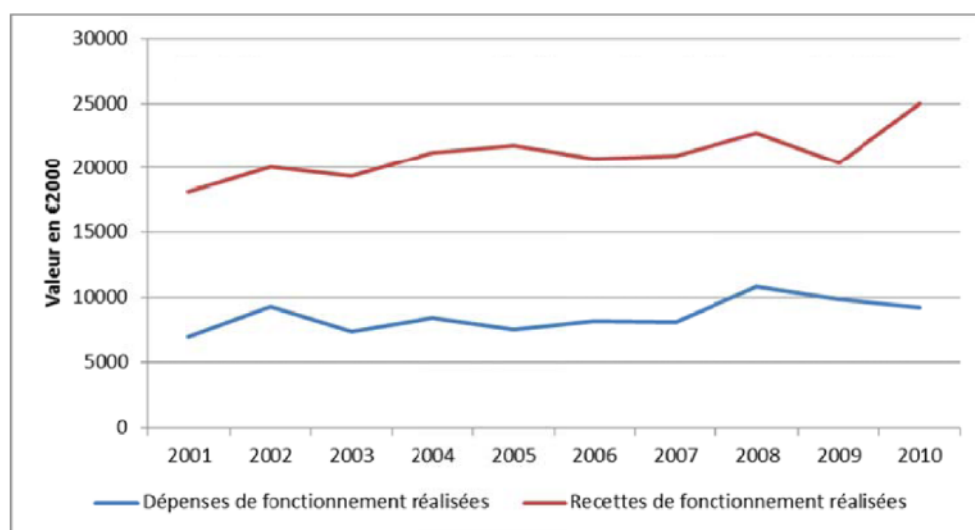


FIGURE 2.12: Évolution moyenne annuelle des recettes et dépenses des ASP (Source : Point, 2012b)

D'après Point (2012b), cette situation de solde positif s'explique par la capacité réduite à dépenser pour l'entretien des espaces de zones humides. Malgré leur excédent budgétaire, les ASP (en général, et également dans notre cas d'étude) ne sont pas en mesure de répondre aux investissements nécessaires à la restauration de la libre circulation.

L'aménagement et l'entretien des chenaux du Gua et du Guy portent sur 7 obstacles difficilement franchissables, dont 2 portes à flot⁸. La franchissabilité de ces obstacles est estimée à un coût total d'aménagement de 85 850 € (hors subventions⁹) et un coût total d'entretien annuel de 29 770 €, soit un total de 130 620 € avec le coût de l'étude (15 000 €). L'aide financière, apportée par l'Europe, la Région, l'Agence de l'Eau et le Conseil Général, permet au propriétaire de ne supporter que 20% du coût d'aménagement de son obstacle, soit 17 170 € (Voir Annexe V). Le budget à disposition des 14 ASP regroupées (117 846 €) peut faire face aux dépenses d'aménagement, d'entretien et de frais d'étude. Bien que les investissements relatifs aux ouvrages en eau soient le fait des SIBV, nous pouvons imaginer un transfert de compétence dans la mesure où les ASP peuvent faire face aux dépenses requises.

8. L'Annexe IV présente les cours d'eau présents dans les trois regroupements (Nord-Ouest, Ouest et Sud-Ouest de l'estuaire). Elle donne le détail des ouvrages le long des cours d'eau, les solutions d'aménagement proposées ainsi que les coûts d'entretien, d'aménagement et d'étude estimés. Ces estimations permettent de faire un parallèle avec les disponibilités budgétaires des ASP concernées.

9. Voir Annexe V pour un détail sur l'aide au financement des coûts d'aménagement

2.5 Regroupement des ASP : Étude de l'efficacité

Le regroupement des 14 ASP du Nord-Ouest estuarien pour la gestion des deux cours d'eau est efficace car les disponibilités budgétaires mises en commun permettent de répondre aux frais nécessaires à la restauration de la libre circulation.

2.5.3 Regroupement des ASP de l'Ouest de l'estuaire

L'étude de ce second regroupement d'ASP amène un autre cas de figure. Alors que précédemment le regroupement financier des 14 ASP permettait de restaurer la libre circulation des anguilles sur le Chenal du Guy et le Chenal du Gua, nous verrons que les 5 ASP de l'Ouest estuarien ne disposent pas des mêmes ressources. Ces 5 ASP abritent 5 cours d'eau. La Berle, le Chenal de Calupeyre, la Jalle de l'Horte, la Jalle du Breuil et la Jalle de Cartillon sont entrecoupés par 6 obstacles TDF et 12 obstacles DF. Leur aménagement permettrait de recouvrer 67,1 km de linéaire colonisable par l'anguille et 357 km² de bassin versant.

	<i>Superficie (ha) 2010</i>	<i>Nb Propr. 2010</i>	<i>Linéaire (km)</i>	<i>Dépenses fnctt réel (moy décennie 2000)</i>	<i>Recettes fnctt réel (moy décennie 2000)</i>
AS des Marais de Reysson	861,44	191	63,16	15 971,77 €	31 405,33 €
AS des Marais de Lafite-German-Breuil	431,97	165	10,99	11 427,01 €	60 491,88 €
AS des Marais de Pibran	49,91	20	4,76	610,63 €	4 795,22 €
AS des Anciens Marais de Lamarque-Cussac	189,23	45	15,43	2 926,98 €	12 926,80 €
AS des Marais de Beychevelle, Saint Laurent et Cussac	737,68	96	37,26	7 254,28 €	12 480,62 €
Totaux				38 190,67 €	122 099,85 €
Budget disponible				83 909,18 €	

FIGURE 2.13: Regroupement des ASP de l'Ouest estuarien (Source : auteur)

Le regroupement des 5 ASP constituerait un groupe de 517 propriétaires possédant 2 270 hectares de zones humides et 131,6 km de linéaire. Leur budget excédentaire moyen est de 83 909 €. Il permet de faire face aux dépenses annuelles d'entretien des ouvrages aménagés (79 300 € - Voir Annexe IV), mais ne permet pas, en revanche, de faire face aux coûts d'aménagement qui sont de 10 080 € (aides financières incluses), soit un coût total de 123 380 €. Les 5 ASP peuvent financièrement répondre aux

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

	Total avec subv	Coût total /km gagné	Coût total /ha gagné
Chenal de Calupeyre	36 000€	5 217 €	7 200 €
Jalle du Breuil	28 870 €	2 634 €	7 071 €
Jalle de Cartillon	2 770 €	413 €	1 847 €
La Berle	45 510 €	2 285 €	6 251 €
Jalle de l'Horte	15 230 €	1 692 €	3 384 €

TABLE 2.6: Efficacité bioéconomique des 5 cours d'eau de l'Ouest estuarien (Source : auteur)

tâches qui leur incombe, c'est-à-dire l'entretien des ouvrages aménagés, mais ne peuvent pas se substituer aux SIBV dans leur objectif d'aménagement des obstacles à la migration.

Les budgets disponibles ne permettant pas de répondre à la gestion de l'ensemble des cours d'eau, il nous faut déterminer un ordre de priorité. Le tableau ci-après permet d'observer l'efficacité bioéconomique relative à chaque cours d'eau. Selon que le linéaire ou les surfaces potentiellement habitables gagnées soi(ent) privilégié(es), nous choisirons de restaurer la Jalle de Cartillon, de l'Horte, la Berle et les deux premiers obstacles de la Jalle du Breuil (Voir Annexe IV) ; le Chenal de Calupeyre semblant moins efficace biologiquement relativement aux coûts économiques associés à sa restauration. Ne disposant pas de données financières relatives aux SIBV, nous préférons ne pas conclure quant à l'aménagement de l'ensemble des cours d'eau. Notons, en revanche, qu'un effort financier, de la part des SIBV concernées, de 10 080 € permettrait le rétablissement de la libre circulation sur les 5 cours d'eau de l'Ouest de l'estuaire, ce qui est vraisemblablement envisageable d'après Point (2011).

2.5.4 Regroupement des ASP du Sud-Ouest de l'estuaire

Enfin, le dernier regroupement que étudié est celui des ASP du Sud-Ouest de l'estuaire. Ce regroupement intègre 5 ASP ayant la gestion de 3 cours d'eau. La restauration de ces cours d'eau, abritant 12 obstacles DF et 4 obstacles TDF, permettrait un gain en linéaire colonisable de 54,1 km et 298 km² de bassin versant.

Le regroupement des 5 ASP constituerait un groupe de 661 propriétaires répartis sur une surface total de zones humides de 2 196 hectares et gérant 134 km de linéaire. Le budget excédentaire annuel moyen de ce regroupement est de 34 182 €, ce qui ne permet pas de répondre aux 143 660 € estimés (avec subvention) nécessaires à la restauration de la libre circulation sur la Jalle de Castelnau, la Maqueline et le Canal de Despartins (Voir Annexe IV pour un détail des coûts d'aménagement estimés). Ce budget est juste suffisant pour l'aménagement du Canal de Despartins, qui représente un coût total d'aménagement

2.5 Regroupement des ASP : Étude de l'efficacité

	<i>Superficie (ha) 2010</i>	<i>Nb Propr. 2010</i>	<i>Linéaire (km)</i>	<i>Dépenses fnctt réel (moy décennie 2000)</i>	<i>Recettes fnctt réel (moy décennie 2000)</i>
AS du Bassin Inférieur de la Jalle de Castelnau	659,14	259	31,43	9 085,39 €	12 093,56 €
ASA des Carreyres- de-Soussans	260,06	257		2 722,28 €	10 785,24 €
AS des Marais de Cantenac	60	57	1,3	2 402,70 €	10 000,14 €
AS des Marais de Ludon	435,36	33	32,89	2 740,29 €	7 822,14 €
AS des Marais Flamands de Parempuyre	782,07	55	68,76	11 838,40 €	22 269,99 €
Totaux				28 789,06 €	62 971,07 €
Budget disponible				34 182,01 €	

FIGURE 2.14: Regroupement des ASP du Sud-Ouest estuarien (Source : auteur)

et d'entretien de 30 470 € (subventions comprises). Le cas de figure présent est encore différent des deux précédents. La comparaison de l'efficacité bioéconomique des cours d'eau n'est pas nécessaire car, outre le Canal de Despartins, le budget disponible est trop faible pour répondre aux coûts de restauration de la libre circulation. Le budget dont dispose le regroupement d'ASP permet l'entretien voire l'aménagement du Canal de Despartins. Il n'est cependant pas suffisant à l'entretien des ouvrages sur l'un des deux autres cours d'eau. Le SIBV devra donc prendre à sa charge les investissements requis pour la restauration de la libre circulation de ces cours d'eau. Par ailleurs, il faudra également envisager une aide supplémentaire aux ASP pour leur permettre d'entretenir les ouvrages aménagés.

L'étude menée dans la section suivante peut ouvrir la voie à une amélioration de l'efficacité économique des acteurs à travers l'étude de la fusion d'ASP. L'étude des gains au regroupement met en évidence l'intérêt économique du regroupement des ASP. Dans cette dernière section, nous allons nous intéresser à un regroupement plus poussé que celui précédemment étudié : la fusion des ASP. Nous n'allons plus considérer la mise en commun des différents budgets de chaque ASP mais une gestion unique du budget d'une "super-ASP". L'intérêt économique que nous allons constater est accompagné d'un intérêt biologique fort puisque les gains économiques permettront la mise en œuvre d'aménagements et d'entretiens supplémentaires au sein des zones humides et le long des cours d'eau.

2.6 Partages de coûts et valeur de Shapley

Pour améliorer l'efficacité économique des ASP, deux solutions sont envisageables : l'union ou la fusion. La section 2.6¹⁰ a pour but de donner des repères financiers quant au caractère réalisable des travaux d'entretien, elle n'a pas pour objet d'évaluer la pertinence de l'union des ASP. La sous-section 2.6.1 met en évidence l'efficacité accrue de la fusion relativement au regroupement, les sous-sections 2.6.2, 2.6.3 et 2.6.4 s'intéressent à la répartition des gains entre les ASP.

2.6.1 Fonction de coût et valeur de Shapley

À travers l'étude des données comptables de 33 ASP situées dans la partie girondine de l'estuaire, nous avons calculé les dépenses moyennes réalisées comme proxy du coût moyen d'entretien pour chaque zone humide entre 2001 et 2010. Le montant total des dépenses en coût d'entretien s'élève à environ 246 446 € pour une surface totale de 22 838 ha, soit une moyenne de 10,79€/ha/an. Le gain total estimé pour la fusion des ASP du grand Ouest de l'estuaire en trois grandes entités (ASP du Nord de l'estuaire, de l'Ouest et du Sud-Ouest) est de 10 637 €, soit 10,74% des dépenses totales d'entretien. Au total, les gains d'efficience attendus d'une gestion globale et cohérente des zones humides par les ASP seraient de l'ordre de 15%.

À partir de la fonction de coût $c(i) = \gamma A(i)^\beta$, où les ASP sont notées $i = 1, \dots, n$, nous estimons les coûts de chaque ASP en fonction de l'aire qu'elles couvrent. Cette fonction de coût, issue des travaux de Point (2012b), dépendait initialement de trois facteurs caractérisant les ASP : les facteurs physiques (surface), les facteurs organisationnels (représentants syndicaux, indice de Banzhaf, jeu des seuils de vote) et les facteurs sociaux (nombre de propriétaires habitant dans une commune d'accueil de l'ASP ou non, coefficient de Gini). La fonction de coûts estimés est fonction de l'aire de chaque ASP, seule variable parfaitement significative d'après Point (2012b), et des paramètres γ et β déterminés par Point à partir d'un modèle basé sur les données moyennées pour la période 2001-2010. Le paramètre de surface a été choisi car ce même paramètre permet la détermination des recettes des ASP, basée sur une taxe à l'hectare payée par les propriétaires de zones humides. À partir d'un jeu coopératif à utilité transférable, nous nous intéressons aux partages de coûts entre N agents et à l'intérêt d'une coalition. Il ressort de

10. Cette section fait l'objet d'un article soumis dans la *Revue d'Économie Rurale & Urbaine*. Les tableaux ont tous pour source l'article en question : Pereau *et al.* (2014).

notre étude que le gain d'efficience d'une coopération entre les ASP est de l'ordre de 10% des dépenses estimées ou 8% des dépenses effectives. Ainsi, la fusion des ASP du Nord-Ouest de l'estuaire permettrait de dégager un excédent budgétaire de 27 025 € ; 3 558 € pour les ASP de l'Ouest et 3 611 € pour les ASP du Sud-Ouest. Bien que ces gains ne soient pas suffisants pour répondre aux coûts d'aménagements des cours d'eau de l'Ouest et du Sud-Ouest estuariens, cette fusion d'ASP constitue une première étape vers une efficacité accrue des gestionnaires de zones humides.

Nous l'avons vu, les ASP ont intérêt à la fusion : cela leur permet d'économiser des coûts d'entretien. Nous nous intéressons à l'efficience du partage des coûts d'entretien estimés à travers la valeur de Shapley. La règle de partage proportionnel du gain total de la coopération $c(N) - \sum_{i \in N} c(i)$ conduit à une formulation du type :

$$y(i) = c(i) - \delta_i \left(c(N) - \sum_{i \in N} c(i) \right)$$

avec $\sum \delta_i = 1$. La valeur de Shapley est une imputation particulière de la théorie des jeux coopératifs. Outre les deux premières règles, posant qu'un agent n'accepte pas un coût supérieur à ce qu'il aurait obtenu seul et que le gain de la coopération obtenu avec la grande coalition est intégralement distribué entre les joueurs, la valeur de Shapley propose une répartition équitable des gains, basée sur le principe de la contribution marginale. Dans un contexte où la rémunération de chaque agent dépend de son niveau de contribution individuelle qui, lui-même dépend des contributions des autres membres de la coalition, la valeur de Shapley calcule une moyenne des différentes contributions marginales.

Dans le cas d'un jeu de partage de coût, la valeur de Shapley simple s'écrit :

$$Sh_i(N, c) = \sum_{i \in S} \frac{(s-1)!(n-s)!}{n!} [c(S) - c(S \setminus i)]$$

avec s le cardinal de la coalition S et $[c(S) - c(S \setminus i)]$ qui mesure la contribution marginale de i .

La valeur de Shapley, ainsi que les différentes règles de partage proportionnel, ont été calculé pour les ASP. Dans le cas des règles proportionnelles, il est intuitif que chaque ASP préfère la règle où son poids relatif est le plus élevé. Ainsi, l'analyse des règles de partage et de Shapley permet de savoir si l'ASP a intérêt à recevoir un partage équitable basé sur sa surface, le nombre de propriétaire qu'il contient ou le linéaire de cours d'eau qui le traverse. Nous appliquons ces règles de partage aux ASP du Nord-Ouest

(Sous-section 2.6.2), de l'Ouest (Sous-section 2.6.3) et du Sud-Ouest de l'estuaire (Sous-section 2.6.4).

2.6.2 Règles de partage des ASP du Nord-Ouest de l'estuaire

L'approche par laquelle nous abordons les règles de partage pour les ASP est différente de celle étudiée pour les regroupements. En effet, le regroupement d'ASP, qui est la mise en commun des budgets des groupes d'ASP sélectionnés, ne pose pas de problèmes de règles de décisions. Dans le cas présent, nous procédons à l'union financière des ASP en deux étapes. D'une part, nous considérons une union des ASP telles qu'elles sont aujourd'hui géographiquement regroupées sous les entités SIBV (notée UA-*i* pour Union d'ASP), puis, d'autre part, nous procédons à l'union de ces grandes entités d'ASP (notée UUA-*i* pour l'Union des UA). Nous procéderons ainsi pour les ASP du Nord-Ouest, de l'Ouest et du Sud-Ouest de l'estuaire.

Au sein de l'UA-1 comparable au périmètre du SIBV Nord-Médoc (Voir Figure 2.11), il apparaît que pour 5 ASP sur 9¹¹, le critère de superficie est préféré¹². Notons la présence d'une ASP (ASP-8) qui représente près de 40% du linéaire total de l'UA-1. Pour cette ASP, la règle fondée sur le critère du linéaire se traduirait par un transfert monétaire. Évidemment, ce critère de partage est majoritairement rejeté. Bien que la valeur de Shapley soit pour 6 ASP le meilleur second choix, le résultat d'un vote majoritaire serait celui de la règle fondée sur la superficie.

11. Les notations des ASP du SIBV-1 correspondent à : ASA des Marais de Cabireaux (ASP-1), ASA des Marais de Jau-Dignac-et-Loirac (ASP-2), ASA des Marais de Soulac (ASP-3), ASA des Polders de Hollande Section Richard (ASP-4), ASA des Polders de Hollande Section Goulée (ASP-5), AS des Marais de Saint-Vivien (ASP-6), AS des Marais de Talais-Grayan (ASP-7), AS des Marais du Conseiller (ASP-8) et AS des Marais du Guâ (ASP-9).

12. Dans les tableaux de résultats, le premier choix apparaît en gras, le second choix, en italique.

UA-1	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	3 208	2 749	3 412	<i>3 412</i>
ASP-2	3 409	3 070	3 924	<i>3 094</i>
ASP-3	7 212	7 234	8 593	7 601
ASP-4	6 406	6 879	7 290	<i>6 590</i>
ASP-5	4 661	5 408	5 139	<i>4 498</i>
ASP-6	5 608	6 487	5 927	<i>5 616</i>
ASP-7	8 629	9 071	8 887	9 437
ASP-8	2 866	2 205	-2 162	2 515
ASP-9	4 174	2 769	5 162	<i>3 942</i>

TABLE 2.7: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-1

%A désigne une règle de partage basée sur le critère de la surface en hectare d'une ASP ; %P désigne une règle de partage basée sur le nombre de propriétaires de chaque ASP ; %L désigne une règle de partage basée sur un critère de linéaire de cours d'eau inclus dans le périmètre de chaque ASP ; Sh désigne une règle de partage selon la valeur de Shapley. Les données présentées sont les coûts que doivent supporter les ASP. Leur premier choix se porte sur le coût le plus bas (indiqué en gras), leur second choix se porte sur le deuxième meilleur coût (indiqué en italique).

L'UA-2 comparable au périmètre du SIBV de la Maillarde et du Guy présente une situation contrastée. Les ASA des Cousteyres de Lesparre (ASP-1) et des Marais de Lesparre-Carcanieux (ASP-2) ont un nombre de propriétaires relativement proche (126 et 115 respectivement) mais l'ASP-1 a une surface et un linéaire plus importants que l'ASP-2. Aucune règle de partage commune n'émerge. Bien que les deux ASP ne trouvent pas de terrain d'entente quant au partage des coûts, nous gardons à l'esprit que l'union, même selon la règle de partage la plus défavorable, est une solution efficace. Deux possibilités s'offrent à nous : soit nous pouvons envisager l'intervention d'un régulateur qui déterminerait comment seraient répartis les coûts entre les acteurs, soit nous pouvons étudier le coût supplémentaire que représente le passage d'un choix préféré à un autre moins préféré et comparer les coûts supplémentaires attribués à chaque ASP. L'intervention d'un régulateur peut intervenir dans chacun des cas suivants dans lequel l'entente sur la règle de partage ne se fait pas. L'étude des coûts marginaux induits par le passage d'un choix préféré à un choix moins préféré nous conduit à choisir la règle de partage selon l'aire. Le partage selon l'aire constitue le deuxième meilleur choix pour l'ASP-2 (+2,49% par rapport au premier choix) et le troisième pour l'ASP-1 (+4% par rapport au premier choix).

UA-2	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	3 586	3 438	3 728	<i>3 459</i>
ASP-2	5 827	5 975	5 685	5 954

TABLE 2.8: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-2

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

Pour l'UA-3 comparable au périmètre du SIBV Saint-Yzens-de-Médoc, la règle proportionnelle fondée sur le nombre de propriétaires s'impose car elle est le meilleur choix pour les ASP-3 et -5 et le meilleur second choix pour l'ASP-4¹³.

UA-3	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	3 578	4 242	3 486	3 735
ASP-2	2 960	3 215	2 761	2 994
ASP-3	1 808	1 160	2 062	1 686
ASP-4	3 209	3 220	3 228	3 290
ASP-5	883	600	901	734

TABLE 2.9: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-3

Le regroupement suggéré par la préfecture de la Gironde propose de regrouper les UA-1, -2 et -3. Dans cette analyse est intégrée une valeur de Shapley pondérée qui permet d'attribuer un poids relatif plus important selon l'aire ou selon le nombre d'ASP. Dans ce regroupement, nous constatons que la valeur de Shapley pondérée à l'aire est le choix majoritairement préféré.

UUA-1	%A	%P	%L	Sh	Sh _{aire}	Sh _{ASP}
UA-1	40 862	40 420	40 130	43 212	44 988	44 375
UA-2	8 577	8 678	8 977	7 415	6 184	6 555
UA-3	11 284	11 625	11 617	10 096	9 298	9 793

TABLE 2.10: Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-1

Sh_{aire} et Sh_{ASP} désigne des règles de partage selon une valeur de Shapley pondérée, soit par l'aire de l'ASP, soit par le nombre d'ASP dans chaque ensemble d'UA.

2.6.3 Règles de partage des ASP de l'Ouest de l'estuaire

Dans l'UA-4 comparable au périmètre du SIBV Centre-Médoc, les AS des Marais de Lafite-German-Breuil (ASP-1) et de Reysson (ASP-3) sont assez similaires en terme de nombre de propriétaires. L'AS des Marais de Pibran (ASP-2) représente seulement 2,2% de la surface totale du SIBV-4 et 3,8% du nombre de propriétaires, tandis que le Marais de Reysson abrite près de 80% du linéaire total et 65% de la surface. Dans cette UA caractérisée par le poids de cette imposante ASP, il est dans l'intérêt des deux

13. Les notations des ASP du SIBV-3 correspondent à : ASA des Marais de la Maréchale (ASP-1), ASA des Marais de la Plaine et Queyzans (ASP-2), ASA des Mattes de Valeyrac (ASP-3), AS des Marais de Bégadan-Saint-Christoly (ASP-4) et AS des Marais de Troussas (ASP-5).

autres de choisir la valeur de Shapley.

UA-4	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	3 649	3 560	3 882	3 521
ASP-2	587	566	557	453
ASP-3	6 532	6 702	6 330	6 794

TABLE 2.11: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-4

Dans l'UA-5 comparable au périmètre du SIBV Gargouilh-et-Grand-Crastiou, aucun consensus n'émerge. L'AS des Marais de Beychevelle, Saint-Laurent-et-Cussac (ASP-2) est disproportionnée relativement à l'AS des Anciens Marais de Lamarque-Cussac (ASP-1) : elle dispose de 3,9 fois plus de superficie, 2,1 fois plus de propriétaires et 2,4 fois plus de kilomètres de linéaire. Cet écart conduit l'AS des Anciens Marais de Lamarque-Cussac à choisir la valeur de Shapley. Si l'on procède à l'étude des coûts marginaux pour l'adoption d'une règle de partage moins préférée, nous constatons que la règle selon Shapley est la plus équitable. Bien qu'elle soit le quatrième choix de l'ASP-2, le coût supplémentaire induit par ce choix représente une hausse du coût supporté de 2,9%, alors que le coût supplémentaire induit par le passage du premier au second choix pour l'ASP-1 est de 6,73%.

UA-5	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	1 873	1 804	1 820	1 695
ASP-2	5 953	6 023	6 007	6 131

TABLE 2.12: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-5

Le regroupement suggéré par la préfecture de la Gironde propose de regrouper les UA-4 et -5 en un UUA-2. Contrairement à la situation précédente, une valeur de Shapley pondérée n'est pas nécessaire car elle n'est préféré par aucune UA. Dans ce regroupement, nous constatons qu'aucun consensus n'apparaît sur le meilleur choix de partage des coûts. De même que pour la situation précédente, l'étude des coûts supplémentaires induits par le choix d'une règle moins préférée permet de déterminer la règle de partage la plus équitable. Pour le cas présent, la règle selon le linéaire est choisie.

UUA-2	%A	%P	%L	Sh
UA-4	9 772	9 543	9 759	9 927
UA-5	7 139	7 367	7 152	6 984

TABLE 2.13: Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-2

2.6.4 Règles de partage des ASP du Sud-Ouest de l'estuaire

Contrairement aux précédentes situation, la règle de partage à 2 joueurs de l'UA-6 comparable au périmètre du SIBV Jalle de Castelnau trouve un terrain d'entente. Le partage selon le nombre de propriétaires est le second meilleur choix des AS du Bassin Inférieur de la Jalle de Castelnau (ASP-1) et des Carreyres de Soussans (ASP-2).

UA-6	%A	%P	Sh
ASP-1	5 343	5 492	5 494
ASP-2	2 414	2 265	2 264

TABLE 2.14: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-6

L'absence d'information sur le linéaire présent dans l'ASP-2 nous a conduit à supprimer le kilométrage de linéaire (%L) comme règle de partage possible.

L'UA-7 comparable au périmètre du SIBV de l'Artigue et de la Maqueline comprend les 3 AS suivantes : l'AS des Marais de Cantenac (ASP-1), l'AS des Marais de Ludon (ASP-2) et l'AS des Marais Flamands de Parempuyre (ASP-3). Le partage selon l'aire semble être la solution majoritairement préférée par les ASP de cette UA : ce choix constitue le meilleur second choix pour 2 ASP sur 3.

UA-7	%A	%P	%L	Sh
ASP-1	683	240	727	541
ASP-2	3 650	3 795	3 677	3 557
ASP-3	5 979	6 277	5 908	6 215

TABLE 2.15: Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-7

Le regroupement en un UUA-3 est proche de celui du UUA-2 : aucun consensus n'apparaît sur le meilleur choix de partage des coûts. D'après l'étude des coûts supplémentaires supportés par les UA, la règle de partage selon Shapley semble être la plus efficace. Ce choix permettrait de maintenir une équité entre les UA car les coûts supplémentaires induits par le passage de leur premier choix au choix du partage selon Shapley est assez proches (+9,2 % pour UA-6, +7,72% pour UA-7).

UUA-3	%A	%P	%L	Sh
UA-6	7 071	6 474	7 188	6 936
UA-7	9 356	9 953	9 239	9 491

TABLE 2.16: Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-3

Cette analyse sur le choix des règles de partage montre que si dans un regroupement d'ASP au sein d'une union d'ASP (UA-*i*) ou entre des UA (UUA-*i*) une ASP a un poids relatif important sur un ou plusieurs critères, les autres ASP vont se tourner vers la valeur de Shapley. Dans des regroupements plus homogènes, la règle proportionnelle peut s'imposer plus facilement à travers une procédure de vote majoritaire. Le conflit existant sur le choix d'une règle de partage peut s'avérer être un obstacle à la volonté d'opérer des regroupements et peut alors justifier une intervention des décideurs publics pour bénéficier d'économies d'échelles sur l'entretien des marais estuariens. En effet, nous constatons que lorsqu'un duo d'acteurs doit décider d'une règle commune, aucun consensus n'apparaît la plupart du temps. Dans ce cas, nous pouvons soit proposer l'intervention d'un régulateur qui décidera quelle règle appliquer, soit sélectionner la règle de partage qui induit des coûts supplémentaires équitablement répartis.

Les sections 2.5 et 2.6 ont permis d'observer l'efficacité relative du regroupement ou de l'union des ASP du grand ouest estuarien. Les propositions de regroupement proposées par la préfecture de la Gironde, de même que les propositions de fusion, sont efficaces et permettent la réalisation d'un plus grand nombre d'aménagements d'ouvrages.

2.7 Conclusion

Les objectifs affichés de recouvrement de la continuité écologique de nos cours d'eau vont au-delà de la restauration de la libre circulation des espèces migratrices. Ces dernières pourront de nouveau coloniser les zones humides en amont et permettre la fourniture de nombreux biens et services écosystémiques. L'étude des obstacles en eau et de leur coût d'aménagement est étroitement liée à la problématique associée aux zones humides : la compréhension de leur rôle écologique et économique majeur incite les décideurs à aller dans le sens d'une protection de ces milieux. La libre circulation des espèces, la réhabilitation des anguilles dans nos cours d'eau et la reconquête des zones humides et de leur fonction d'habitat passent par l'aménagement des ouvrages. Les ponts, seuils, dessableurs, moulins, portes à flot peuvent être aménagés par plusieurs moyens : l'ouvrage peut être arasé ou aménagé par une vanne, une cale, par l'installation d'une passe à brosses ou d'une rampe à enrochement. L'étude des coûts d'aménagement de ces ouvrages, basée sur les données de MIGADO (2008b) et de Garandeau (2012), offre une estimation globale de 410 740 €, soit 5 909,9 € par hectare potentiel colonisable par l'anguille gagnée ou encore

2 Restauration de la fonctionnalité piscicole dans l'estuaire de la Gironde

10 268,5 € par ouvrage aménagé (coûts d'aménagement, d'entretien et d'étude compris). Bien que le budget global des ASP du grand Ouest estuarien ne permette pas de répondre à cette estimation (117 846 € + 34 182 € + 83 909 € = 235 937 €), la continuité écologique de nombreux cours d'eau peut être rétablie et donc l'accessibilité aux zones humides associées et à leur fonction d'habitat.

La seconde partie de ce chapitre, qui porte sur les gestionnaires de zones humides et de leurs cours d'eau, met en évidence l'intérêt économique et biologique du regroupement ou de la fusion de ces gestionnaires. De part leur mission d'entretien des ouvrages hydrauliques, les ASP ont un rôle important dans la gestion des marais de l'estuaire de la Gironde et participent à la fourniture de biens et services écosystémiques. Nous avons vu que le regroupement des ASP offre de nombreuses possibilités d'aménagement des ouvrages en eau relativement à la précédente situation où chaque ASP avait en charge les obstacles présents dans son secteur. Autre possibilité que le regroupement, la fusion des ASP montre une efficacité budgétaire encore accrue. Les excédents budgétaires qui ressortent de notre étude permettent d'augmenter les disponibilités budgétaires des ASP de 34 194 €, soit 7,8 %. Cette efficacité économique permet une efficacité biologique : les budgets excédentaires permettront l'aménagement d'obstacles supplémentaires, notamment sur les cours d'eau du Sud-Ouest qui représentent un coût total d'aménagement et d'entretien bien supérieur aux disponibilités financières des ASP chargées de leur gestion (Coût total estimé : 143 660 € / budget disponible : 34 182 €).

La restauration de la continuité écologique des cours d'eau est une condition nécessaire, quoi que non suffisante, à la mise en valeur et à la préservation des zones humides. Le retour des espèces migratrices dans ces milieux vont permettre aux zones humides de fournir des fonctions de refuge, de transit, de nourricerie amenuisées jusqu'alors. Bien que la préservation de l'anguille européenne ne soit pas uniquement le fait de la présence d'obstacles à la migration et de la destruction des habitats¹⁴, le retour d'une libre circulation des migrateurs constitue une première étape vers un retour possible de l'espèce, ou du moins une stabilisation de l'état de ses stocks.

14. L'anguille européenne a vu ses stocks drastiquement diminuer à cause de la surpêche dont elle a fait l'objet, du braconnage, du changement climatique, de la pollution des cours d'eau, de la destruction d'habitats et de la présence d'obstacles à la migration (Voir Annexe II).

3 Marché de permis sur les nutriments et dépollution par les zones humides

Ce troisième chapitre est présenté au format d'article de revue scientifique rédigé en anglais¹. Il aborde la question des zones humides à travers une de ses majeures fonctions écosystémiques : la fonction de régulation. Cette fonction joue un rôle majeur et non négligeable, tant en termes écologiques qu'économiques, dans la réduction des pollutions d'origine agricoles, notamment.

La première partie de cet article propose une revue de la littérature (Section 3.2) basée sur deux idées principales : l'agriculture crée des rejets polluants du fait de l'usage d'engrais et les zones humides agissent comme des tampons, absorbant les nutriments contenus dans les rejets agricoles. La section 3.3 présente le modèle à travers l'étude de la fonction de production agricole, de la fonction de rejet agricole et du rôle du régulateur. Enfin, la section 3.4 présente l'équilibre général du modèle dans lequel nous montrons, à travers une étude de la statique comparative, que la mise en place d'un marché de permis permet à la fois de réduire la quantité d'engrais utilisée et incite à la restauration de zones humides.

1. Cet article a été présenté au *World Congress of Environmental and Resource Economists* à Istanbul en Juin 2014 ainsi qu'à la 1ère Conférence annuelle de la *French Association of Environmental and Resource Economists (FAERE)* à Montpellier en Septembre 2014. Il a fait l'objet d'un Working Paper à la FAERE (http://faere.fr/pub/WorkingPapers/Fauvet_Pereau_FAERE_WP2014.06.pdf).

Nutrient allowances market and wetland abatement

Natacha Fauvet² & Jean-Christophe Pereau

The buffering function of wetlands is one of the most efficient mechanisms for regulating agricultural runoffs and water pollution. The aim of this paper is to show how farmers could use wetland abatement as a way to achieve pollution targets set by a regulator in a nutrient allowance market. The introduction of allowances into farmers' maximisation programs creates an incentive to either reduce fertilizer use per hectare of crops and to restore wetlands on agricultural land. Our results show that a reduction of the quantity of allocated allowances encourages wetlands restoration and reduces the fertilizer use.

Key Words: Nutrients, wetlands, agriculture, permit market, regulation, allowances, runoffs

JEL classification: Q15, Q28

2. natacha.fauvet@u-bordeaux.fr - GREThA, Avenue Léon Duguit, 33 608 Pessac Cedex - 05 56 84 29 71

3.1 Introduction

Wetlands offer a wide range of ecosystemic goods and services, and ensure such ecosystemic functions as nutrient absorption. Wetlands trap, eliminate, or transform undesirable chemical substances flowing from the land into water bodies, thereby protecting the land. Wetlands, nowadays considered as one of the most important environmental ecosystems in the world, long suffered from being insufficiently understood. This meant that their ecological and economic importance were neglected, with most wetlands being used for agricultural purposes. The buffering function of wetlands, one of their most important mechanisms, is particularly useful for regulating agricultural runoffs and for limiting water pollution. Agriculture, with its intensive use of fertilizers, constitutes a major source of nutrient pollution (Ribaudo *et al.*, 2001; Simonit et Perrings, 2005, 2011)³, one of the leading causes of water quality impairment in the U.S. (Ribaudo *et al.*, 2001).

The use of fertilizers is designed to increase agricultural productivity. Nutrients, naturally present in the soil, are essential for plant growth. Thus, increasing nutrients for more intensive agricultural activity is aimed at providing more nutrients to plants and improving soil efficiency. One problem, however, is that this nutrient overload has negative effects on soil and water and induces pollution. This question has been extensively studied, particularly when a regulating agency is introduced (Crépin, 2005; Heberling *et al.*, 2010; Elofsson, 2011; Sutton *et al.*, 2011). Heberling *et al.* (2010) address the problem of reducing nutrients by introducing subsidies into a water quality trading program. In our paper, we consider another way of reducing agricultural pollution : establishing a permit market which induces changes in the yield process. The introduction of allowances offers farmers one of two options : they can reduce runoffs by limiting their use of fertilizers, and/or they can restore wetlands on their land. If they choose the former solution, agricultural runoffs will decrease, and so will pollution. We have to assume that agricultural yield will decrease, too, because of a decrease in nutrients. Thus, farmers will produce less on their unchanged surface. If farmers choose the latter solution, however, by restoring wetlands on their land, those wetlands would reduce nutrient pollution. Because of the resulting loss of cultivable surface area, farmers would certainly like to compensate for yield loss. Farmers who try to optimise agricultural crops per unit of land may use more fertilizer to achieve their goals, as also shown in the conclusions of

3. Les références bibliographiques de l'article se trouvent avec la bibliographie générale à la fin du document de thèse afin d'éviter les redondances.

Heberling *et al.* (2010). Their model, unfortunately, seems unable to confirm final outcomes in the water quality trading programs. The authors do not show how farmers evolve in their use of fertilizers, or how runoffs are affected by the introduction of subsidies.

We address these questions in what follows. Section 2 first presents a review of the literature. Then we develop the model in Section 3, before studying its properties (Section 4). We then conclude in Section 5.

3.2 Literature review

Nutrients, such as nitrogen and phosphorus, are essential for plant and animal growth and nourishment, and play a key role in determining the presence of different species in wetlands. The overabundance of certain nutrients in water can cause a number of adverse health and ecological effects (Heinle, 1982; Kahn et Kemp, 1985; Le Goffe, 1995; Simonit et Perrings, 2005; Russi *et al.*, 2013; Hansen et Hansen, 2013). Agriculture, because of its use of fertilizers, constitutes a major source of nutrient pollution in freshwater and estuaries (Ribaudo *et al.*, 2001; Simonit et Perrings, 2005). Nutrient pollution is the leading cause of water quality impairment in lakes and estuaries, and the second leading cause in rivers (Ribaudo *et al.*, 2001; Nirascou, 2006). Intensive farming also affects the nutrient load in territorial waters (Simonit et Perrings, 2011). The fertilizer used in agriculture is mainly composed of nitrogen and phosphorus. These elements can accelerate the development of algae on the surface of the water, resulting in a variety of problems, including clogged pipelines, greater fish mortality, and reduced recreational opportunities (Le Goffe, 1995; Ribaudo *et al.*, 2001). The areas most affected are those closest to land on which intensive farming is practiced.

Agricultural pollutants have a harmful impact on land as well as toxic effects on humans. The assessment carried out by the European Nitrogen Assessment (ENA) in 2011 estimate at between 70 and 320 billion euros (on a European scale) the annual damage caused by nitrogen (more than twice the benefits from the agricultural use of nitrogen). In France, the annual treatment cost of runoff surpluses represents about 54 billion euros per year, according to Bommelaer et Devaux (2011). The ENA proposes solutions in terms of changes in agricultural practices - while underlining the importance for economic efficiency of wetlands restoration (Sutton *et al.*, 2011). Russi *et al.* (2013) stress that the calculated marginal cost for nitrogen retention in active floodplains reaches approximately 252 million euros per year, and 72 mil-

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

lion euros per year for phosphorus in Germany. Gren (1995), Pinay et Tremolieres (2000) and Byström *et al.* (2000) conclude that ecological engineering approaches, such as the construction or restoration of wetlands for nutrient retention, should have their place as an alternative, together with more conventional water pollution control technology. A study conducted by MacGibbon *et al.* (2010) on Lake Rotorua estimates that the sum of 1 million dollars is needed for wetlands restoration, which could absorb 1.34 tons of nitrogen per year (+/- 16%) and 0.033 tons of phosphorus per year (+/-38%). Their analysis has shown that wetlands can constitute a realistic option within a package of interventions to reduce nitrogen and phosphorus loads into Lake Rotorua. MacGibbon *et al.* (2010) show that the restoration/protection of all identified wetland sites across the studied area would cost 54.4 million dollars and would remove about 59.1 tonnes nitrogen/yr (+/- 15%), corresponding to about 26% of the nitrogen reduction target sought from the catchment. Another experiment was carried out to assess nitrogen flux depletion in a Breton coastal marsh next to farmland. The measured nitrate stripping is about 60% on average, i.e. 4 kg N/ha of marsh/day (Piriou *et al.*, 1999).

Nutrient loads from agriculture runoffs can be reduced by the natural capability of wetlands to filter nitrogen from the water (Mitsch *et al.*, 1999; Gregoire *et al.*, 2009; Elofsson, 2011). Wetlands are among the most important ecosystems on Earth. They provide a range of ecosystemic functions and services and are particularly valuable as sources, sinks and transformers of a multitude of chemical, biological and genetic materials (Mitsch *et al.*, 1999; Mitsch et Gosselink, 2007). Pinay et Tremolieres (2000) explain the sink role of wetlands : the plants present in wetlands are very effective in absorbing nutrients. A wetland is considered a sink if it has a net retention of an element or a specific form of that element - i.e. if the inputs are greater than the outputs (Mitsch *et al.*, 1999; Piriou *et al.*, 1999; Ribaud *et al.*, 2001; Simonit et Perrings, 2011). Both kinds of wetlands, natural and constructed, have been shown to be effective sinks for nutrients, especially when the nutrient loads are not excessive (Mitsch et Gosselink, 2007). Wetlands act as buffer zones, trapping the nitrogen contained in runoffs and 'processing' it through plant uptake or denitrification into the atmosphere. This means that if wetlands are localised between an agricultural zone and a river, these zones can absorb agricultural runoffs and limit river pollution.

Both constructed and natural wetlands are used for treatment of wastewater because of their consistent performance in pollutant removal (Gregoire *et al.*, 2009). Wetlands degrade most forms of organic matter into carbon dioxide, releasing trace elements in the process. Gregoire *et al.* (2009) and Piehler *et*

Smyth (2011) demonstrate that wetlands present significant rates of natural denitrification. The nitrogen removal function of these habitats constitutes an important contribution to the estuarine ecosystem function. Potentially toxic metals and soluble metals are trapped and retained to varying degrees by the complex biology and chemistry of wetlands (Knight, 1997). If sufficient nitrate and organic carbon are available, high rates of denitrification ($> 100\text{gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$) are physically possible. It also appears that, on a per unit-area basis, wetlands have a greater potential than riparian forests for nitrate-nitrogen reduction by denitrification (Mitsch *et al.*, 1999). Studies by Brunotte *et al.* (2009), and also by Scholz *et al.* (2012) demonstrated that, in Germany, the overall potential of active floodplains for nitrogen retention is approximately 42,000 tons per year and, for phosphorus retention, approximately 1,200 tons per year (Russi *et al.*, 2013).

Crépin (2005) and Heberling *et al.* (2010) have studied incentives to create or restore wetlands through subsidies and contracts. In order to meet the requirements of the Water Trading Quality (WTQ) programs, Heberling *et al.* (2010) propose to incorporate the use of wetlands in these programs. To participate in a WTQ program, a farmer could employ wetlands as his nutrient management practice. However, the farmer has no incentive to restore wetland on his land. In order to create incentives for wetland creation and restoration, they propose to integrate a wetland subsidy in the farmer profit function. Despite the water quality enhancement properties of wetlands, the model reveals that implementing a wetland subsidy would not necessarily translate into water quality improvements. So “*a wetland subsidy acts like a fertilizer subsidy*”, as explained by Heberling *et al.* (2010). Thus, the final outcome in the water quality trading program depends on how the factors are interrelated in each market. Although the subsidy would increase the use of wetlands, the authors cannot confirm how farmer behaviour might change in terms of fertilizer use or how runoff would ultimately be affected by the subsidy. The present paper aims to address this question but, unlike Heberling *et al.* (2010), it integrates a regulator aimed at reducing runoffs, combined with an economic regulation tool - a permit market. Furthermore, we take imperfect competition into account, considering pollution in terms of point source pollution for each farmer. This could eventually be determined by calculating the quantity of fertilizer bought by farmers. We do not, however, consider external nonpoint source pollution. We justify this assumption following Ribaudou *et al.* (2001) and Destandau *et al.* (2013) which have evaluated various options to reduce nutrients in the Mississippi River Basin (USA) and in Rouffach (France) (respectively), including the reduction of

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

fertilizer use and the use of buffer wetlands for treating nutrient loads. Destandau *et al.* (2013) show that a policy based exclusively on wetlands could be more efficient beyond a particular level of total nitrogen reduction.

Agriculture has been identified as the major contributor to nonpoint source pollution of water resources (Hao *et al.*, 2004). Agricultural nonpoint source pollution is generally thought to be closely related to changes in land use in watersheds (Liu *et al.*, 2013). Unreasonable land use and agricultural management will lead to soil erosion and excessive nutrients losses with surface runoff, resulting in the formation of nonpoint source pollution (Hao *et al.*, 2004). To control the adverse effects of agricultural management practices on the water quality, it is essential to identify the factors of nonpoint source pollution. Agricultural nonpoint source pollution has the features of asymmetric information and high uncertainty (Zhijie *et al.*, 2009). The control of agricultural nonpoint source pollution is difficult to be quantified as it is involved with a wide range of inputs. Despite this, we consider the strong hypothesis that agricultural runoffs is a point source pollution. We consider identical farmers, with the same costs and income, farming similar land with similar farming practices, on land offering the same productivity. The permit market we propose to reduce fertilizer use and to improve wetlands restoration covers a relatively small agricultural area. That is why we consider that the regulator is able to obtain information about agricultural practices, fertilizers use (*etc.*). Climatic conditions are equal for all farmers.

3.3 The model

We are interested in the question of wetlands restoration and runoff reduction *via* a model which integrates many identical farmers and a regulator. The model is in imperfect competition in the goods market (as suggested by Ribaudo *et al.*, 2001), and in perfect competition in the allowance market. We suppose farmers can easily and costless create wetlands (changing the degree of floodgates opening for example). We suppose agricultural areas are situated close to a river, a lake or an estuary. In order to create the wetland, the farmer has to increase the riparian buffer, or buffer zone, situated between the agricultural surface and the river/lake/estuary (riverbanks for example). Our model involves a local policy that can be efficient if agricultural areas are closed to a buffer zone.

3.3.1 Crop yield and runoff

The crop yield Y_i of the n identical farmers, denoted by $i = 1 \dots n$, is assumed to depend on the share $(1 - \omega_i)$ of land \bar{L}_i devoted to agriculture, equal to $(1 - \omega_i)\bar{L}_i$, where we consider $\bar{L}_i = 1$, and the amount of fertilizer used x_i , expressed by :

$$Y_i = x_i^\alpha (1 - \omega_i)^\beta \quad (3.1)$$

where $0 \leq \omega_i \leq 1$ stands for the share of land devoted to wetlands. When the share tends to one ($\omega_i \rightarrow 1$), the land is totally devoted to wetlands and the yield is nil. When the share of wetlands is nil ($\omega_i \rightarrow 0$), the yield is at its maximum. Coefficient α measures yield elasticity with respect to the fertilizer. Under conditions $0 < \beta \leq 1$ and $0 < \alpha \leq 1$, the yield function is increasing at decreasing rate with the fertilizer ($Y_x > 0; Y_{xx} < 0$), and decreasing at decreasing rate with the wetland share ($Y_\omega < 0; Y_{\omega\omega} < 0$).

The crop yield creates runoff R_i , which depends positively on the use of fertilizer and agricultural surface used :

$$R_i = b_i^{-1} (1 - \omega_i)^\varphi x_i^\mu \quad (3.2)$$

When the land is devoted exclusively to wetlands, i.e. $\omega_i \rightarrow 1$, the runoff is nil ($R_i = 0$), since crop yield is also nil ($Y_i = 0$). However, when there is no wetland, i.e. $\omega_i \rightarrow 0$, crop yield and runoffs are at their maximum, with $Y_i = x_i^\alpha$ and $R_i = b_i^{-1} x_i^\mu$. The constant parameter b_i represents soil quality, and is negatively correlated to R_i . The better the soil quality, the more efficient the retention function is. Under condition $0 < \varphi \leq 1$, runoff can be reduced by wetland abatement, but at increasing rate due to a saturation phenomenon ($R_\omega < 0$ and $R_{\omega\omega} > 0$). As in Heberling *et al.* (2010), condition $\mu > 1$ (Mitsch et Gosselink, 2007; Komárek *et al.*, 2009), necessary for our model, ensures that runoff is increasing at increasing rate with the use of fertilizer ($R_x > 0$ and $R_{xx} > 0$). This can be explained by the accumulation process of nutrients. Wetlands absorb nutrients and maintain the chemical equilibrium of the land, but the bioaccumulation phenomenon induces an accumulation of nutrients. Finally, conditions on the elasticities imply $R_{x\omega} < 0$, which states that fertilizer use and wetlands interact in runoff yield as technical substitution factors. We can note that our first and second order conditions are also present in Heberling *et al.* (2010).

Equations (3.1) and (3.2) highlight the dilemma faced by farmers trying to reduce their runoff, either by limiting their use of fertilizer or by increasing wetland abatement (a rise in ω_i). In both cases, the lower runoff means lower crop yield. Without regulation, it is easy to see that farmers have no incentive

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

to devote their land to wetlands, since doing so would mean a loss in crop yield. Hence, the choice between wetland and fertilizer will depend on the relative efficiency of these two factors.

Demand for crops is given by :

$$Y^d = P^{-\varepsilon}, \varepsilon > 1 \quad (3.3)$$

where P is the endogenous price of crops and ε stands for the elasticity-price of demand.

The establishment of a permit market controlling agricultural runoffs can significantly reduce runoffs. If we assume that agricultural techniques and fertilizer efficiency remain unchanged, farmers could reduce the quantity of runoffs either by restoring wetlands on their own land - which would improve the retention function of the wetland - or by reducing fertilizer use on an unchanged cultivated surface. The main question raised by Heberling *et al.* (2010) concerns the possibility of farmers increasing their use of fertilizer in order to compensate for the loss of cultivated land. Since farmer reaction remains unknown, the water quality trading program cannot provide conclusions about runoff reduction. Our model addresses this issue by introducing a regulating agency to limit the quantity of runoff *via* a permit market. Thus, even if farmers increase their use of fertilizer per hectare, following wetland restoration on their own land, the total pollution would be reduced thanks to the permit market. This is what we will see in the following subsections.

3.3.2 Regulating agency

As the aim of the regulating agency is to reduce runoffs coming from intensive farming, a nutrient allowance market is introduced. To regulate runoffs is a strong hypothesis. A primary difficulty with runoff regulation is that multiple sources mix together, making a targeted liability analysis difficult (Kochan, 2006). However, following EPA (2003), Kochan (2006) and Hansen et Hansen (2013), we consider that, even if we cannot escape the reality that controlling runoff may require regulation, we can reasonably expect that some barriers can be overcome. For example, an estimation of nutrient loading is possible with model simulations. Several mathematical models have been developed to estimate nutrient loadings in watersheds (Zhang et Jörgensen, 2005). In addition, Cason *et al.* (2003) propose an incentive mechanism to encourage the reduction of non-point source pollution using an experimental model. Their results

show that landholder profits are higher when environmental quality is revealed to sellers. The considered nutrient allowances market is comparable to the fishery tradable permit market or to the tradable permit system in irrigated agriculture (Latinopoulos et Sartzetakis, 2011). Destandau *et al.* (2013)' results show that coupling reduction of pesticide source with the use of buffer zones collecting pesticide runoff can be economically advantageous. In addition, they add that “*the potential added-value of a buffer zone [...] must also be considered in relation to the fact that a compound not emitted at source will always provide a far greater ecological guarantee than one that is partly or totally mitigated in the environment*”.

The supply of allowances is given by $Q^s = \bar{Q}$, while the demand of allowances is measured by the farmers total runoff $Q^d = \sum_i R_i$. The clearing market condition implies $\bar{Q} = \sum_i R_i$. The allowance market is assumed to be competitive. Each farmer receives an initial amount of allowances \bar{Q}_i with $\bar{Q} = \sum_i \bar{Q}_i$. To fulfill the runoff target set by the regulator, farmers can decide to reduce their fertilizer use or to restore wetlands on agricultural lands.

The introduction of allowance credits would modify the maximization program of the farmer, as we will see in the next subsection.

3.3.3 Farmer behaviour

We consider an oligopolistic market in which farmers are assumed to maximize their payoff, depending on crop yield, fertilizer use, the allowance market and the land surface devoted to agriculture. The maximization program of farmer i is given by

$$\max_{\omega_i, Y_i} \pi_i = PY_i - c_{x,i}x_i - m(R_i - \bar{Q}_i) - c_{l,i}$$

We consider the demand for crops given by $P = Y^{-\frac{1}{\varepsilon}}$ and the fertilizer use function $x_i = Y_i^{\frac{1}{\alpha}} (1 - \omega_i)^{-\frac{\beta}{\alpha}}$, coming from (3.1). We pose the parameter ϕ_i expressing that farmer i takes the consequences of its production on those taken by other farmers into account when maximising profit. Taking into account

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

the following farmers reaction function in imperfect competition (following Sen et Dutt, 1995)⁴ :

$$\frac{\partial}{\partial Y_i} \left(\sum_{j \neq i} Y_j \right) = \phi_i$$

This gives

$$\max_{\omega_i, Y_i} \pi_i = Y^{-\frac{1}{\varepsilon}} Y_i - c_{x,i} Y_i^{\frac{1}{\alpha}} (1 - \omega_i)^{-\frac{\beta}{\alpha}} - m \left(b_i^{-1} (1 - \omega_i)^{\left(\varphi - \frac{\beta\mu}{\alpha}\right)} Y_i^{\frac{\mu}{\alpha}} - \bar{Q}_i \right) - c_{l,i}$$

with m standing for the price of allowance, $c_{x,i}$ the price of fertilizer, $c_{l,i}$ the rent of land. Converting land to agriculture or back to wetlands is assumed to be costless. The solution of this program gives the optimal amount of wetland area and fertilizer use. The first order conditions with respect to the two decision variables ω_i and Y_i are

$$-\frac{\beta}{\alpha} c_{x,i} Y_i^{\frac{1}{\alpha}} (1 - \omega_i)^{-\frac{\beta}{\alpha}-1} + m \left(\varphi - \frac{\beta\mu}{\alpha} \right) b_i^{-1} (1 - \omega_i)^{\left(\varphi - \frac{\beta\mu}{\alpha}-1\right)} Y_i^{\frac{\mu}{\alpha}} = 0 \quad (3.4)$$

$$P + Y_i \frac{\partial Y^{-1/\varepsilon}}{\partial Y_i} - \frac{1}{\alpha} c_{x,i} Y_i^{\frac{1}{\alpha}-1} (1 - \omega_i)^{-\frac{\beta}{\alpha}} - \frac{\mu}{\alpha} m b_i^{-1} (1 - \omega_i)^{\left(\varphi - \frac{\beta\mu}{\alpha}\right)} Y_i^{\frac{\mu}{\alpha}-1} = 0 \quad (3.5)$$

From (3.4) and (3.5), we obtain the optimal wetland area of farmer i and the goods supply of farmer i respectively :

$$\omega_i = 1 - \left(\frac{(\alpha\varphi - \beta\mu)}{\beta} m b_i^{-1} c_{x,i}^{-1} \right)^{\frac{-\alpha}{\beta(1-\mu)+\alpha\varphi}} Y_i^{\frac{1-\mu}{\beta-\beta\mu+\alpha\varphi}}$$

$$Y_i = \left(\frac{P}{1 + \psi} \right)^{\frac{\beta(\mu-1)-\alpha\varphi}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} c_{x,i}^{\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} (m b_i^{-1})^{\frac{\beta}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} K$$

with $K = \left(\frac{\alpha}{\mu} \left(\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\beta} \right)^{\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\beta(1-\mu)+\alpha\varphi}} + \frac{1}{\alpha} \left(\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\beta} \right)^{\frac{-\beta}{\beta(1-\mu)+\alpha\varphi}} \right)^{\frac{\beta(\mu-1)-\alpha\varphi}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}}$ is a positive constant and where

$\psi = -\frac{\phi_i+1}{\phi_i-n\varepsilon+1} > 0$ is the mark-up. Considering the positive relation between Y_i and P , we pose $\mu < 1 + \frac{\alpha\varphi}{\beta}$. Thus, we can express the positive correlation between the price of allowance and the wetland surface allows by $\mu < \frac{\alpha\varphi}{\beta}$.

At symmetric equilibrium, where $b_i = b$, $c_{x,i} = c_x$, $\omega_i = \omega$, $\phi_i = \phi$, $Y = nY_i$, we obtain the optimal

4. Following Sen et Dutt (1995), the farmers reaction function captures a variety of special cases. We can note that the case of price-taking behaviour with perfect competition is represented by $\phi_i = 1$, while the opposite case of monopoly is expressed by $\phi_i = 0$; $n = 1$.

wetland area of a representative farmer :

$$\omega = 1 - \left(\frac{(\alpha\varphi - \beta\mu)}{\beta} mb^{-1} c_x^{-1} \right)^{\frac{-\alpha}{\beta(1-\mu)+\alpha\varphi}} Y^{\frac{1-\mu}{\beta(1-\mu)+\alpha\varphi}} \quad (3.6)$$

and the goods supply

$$\frac{Y^s}{n} = \left(\frac{P}{1+\psi} \right)^{\frac{\beta(\mu-1)-\alpha\varphi}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} c_x^{\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} (mb^{-1})^{\frac{\beta}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} K \quad (3.7)$$

Substituting (3.7) in (3.6) gives the optimal wetland area, the function of the price of the yield, the price of allowances, the price of the land and the cost of fertilizer :

$$\omega = 1 - (mb^{-1})^{\frac{1-\alpha}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} c_x^{\frac{\alpha-\mu}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} \left(\frac{P}{1+\psi} \right)^{\frac{\mu-1}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} \quad (3.8)$$

To simplify the expression, the multiplicative constants are omitted.

The optimal fertilizer use can be expressed :

$$x = (mb^{-1})^{\frac{\beta}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} c_x^{\frac{\varphi-\beta}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} \left(\frac{P}{1+\psi} \right)^{-\frac{\varphi}{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}} \quad (3.9)$$

Expressions for goods supply, fertilizer demand and land allocation between agricultural soil and wetlands are defined for a given allowance price and a given price of crops. With a given m and a given P , we can express some partial results that will be confirm by the comparative statics in the general equilibrium situation., i.e. $\frac{\partial \omega}{\partial b} > 0$; $\frac{\partial \omega}{\partial c_x} < 0$; $\frac{\partial x}{\partial b} < 0$; $\frac{\partial x}{\partial c_x} < 0$. We add to these results the positive correlation observed between the price of crops and the fertilizer use, the allowance price and the wetland surface. We will now study the partial equilibrium allowance price.

3.3.4 Nutrient allowance market

After determining the optimal part of wetland and the optimal level of fertilizer use, the clearing market condition on the nutrient market allows us to obtain the equilibrium allowance price. At symmetric

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

equilibrium, the aggregate runoff is :

$$R = nb^{-1} (1 - \omega)^{\varphi} x^{\mu}$$

From $R = \bar{Q}$, and replacing x by its expression (3.9), $(1 - \omega)$ by (3.8) and R by \bar{Q} , we obtain the expression of the equilibrium allowance price :

$$m = \left(\frac{P}{(1 + \psi)} \right)^{\frac{\varphi}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} \right)^{\frac{\beta(1-\mu)+\varphi(\alpha-1)}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} c_x^{\frac{\beta\mu-\alpha\varphi}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} b^{\frac{\beta}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \quad (3.10)$$

This expression allows us to express the general equilibrium of variables ω and x and, thus, $\frac{Y}{n}$ and P , as we will see in the following section. Before that, we observe, in partial equilibrium, the positive relation between P and m and b and m and the negative relation between c_x and m . These intermediate results confirm the comparative statistics that we will study in general equilibrium.

3.4 General equilibrium

In order to determine the optimal level of yield and the optimal price of yield, we replace m given by (3.10) in Equations (3.7), (3.8) and (3.9). This allows us to express the decision variables in relation to (\bar{Q}/n) . We can write the following expressions for ω and x :

$$\omega = 1 - \left(\frac{P}{(1 + \psi)} c_x^{-1} \right)^{\frac{-\mu}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b \right)^{\frac{1-\alpha}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \quad (3.11)$$

$$x = \left(\frac{P}{(1 + \psi)} c_x^{-1} \right)^{\frac{\varphi}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b \right)^{\frac{\beta}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \quad (3.12)$$

Replacing variables ω and x by (3.11) and (3.12) in the initial expression of the supply curve, we obtain the global supply curve expression, function of P and $\frac{\bar{Q}}{n}$:

$$\frac{Y}{n} = \left(\frac{P}{(1 + \psi)} c_x^{-1} \right)^{\frac{\alpha\varphi-\beta\mu}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b \right)^{\frac{\beta}{\varphi(1-\alpha)+\beta\mu}} \quad (3.13)$$

Using $Y^d = P^{-\varepsilon}$, the global demand curve expression, we determine the value of the equilibrium price :

$$P = (1 + \psi)^{\frac{\alpha\varphi - \beta\mu}{\Omega}} c_x^{\frac{\alpha\varphi - \beta\mu}{\Omega}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b \right)^{\frac{-\beta}{\Omega}} \quad (3.14)$$

where $\Omega = \varphi(\alpha + \varepsilon - \alpha\varepsilon) + \beta\mu(\varepsilon - 1) > 0$.

Equation (3.13) shows that the equilibrium supply curve is a positive function of the quantity of distributed allowances, whereas the equilibrium demand curve is a negative function of the quantity of distributed allowances. From (Y, P) , we obtain the optima levels of variables x , ω and m and, thus, the optimal part of wetland, the optimal level of quota and the optimal price of allowances. To do this, we substitute (3.14) in (3.10), (3.11) and (3.12), so that :

$$\omega^* = 1 - ((1 + \psi) c_x)^{\frac{\varepsilon\mu}{\Omega}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b \right)^{\frac{\alpha + \varepsilon - \alpha\varepsilon}{\Omega}} \quad (3.15)$$

$$x^* = ((1 + \psi) c_x)^{\frac{-\varepsilon\varphi}{\Omega}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} b^{-1} \right)^{\frac{\beta(1-\varepsilon)}{\Omega}} \quad (3.16)$$

$$m^* = b^{\frac{\beta(1-\varepsilon)}{\Omega}} c_x^{\frac{(\beta\mu - \alpha\varphi)(1-\varepsilon)}{\Omega}} (\psi + 1)^{\frac{-\varepsilon\varphi}{\Omega}} \left(\frac{\bar{Q}}{n} \right)^{\frac{\beta(1-\mu) + \varphi(\alpha - 1 - \beta)}{\varphi(1-\alpha) + \beta\mu}} \quad (3.17)$$

The expression of Y , P , ω^* , x^* and m^* allows us to study the comparative statics of variables. The table below summarizes this. Results show that the optimal part of wetland ω^* is negatively correlated with the soil quality b and the quantity of distributed allowances \bar{Q}/n . An interesting result appears for this variable : ω^* is negatively correlated with the price of fertilizer c_x . We can interpret this result by the fact that if fertilizer prices increase, the farmer is more prone to reduce his fertilizer use than to restore wetland. The comparison of the elasticities of ω^* and x^* shows that a reduction of the number of allocated allowances induces more wetland restoration than fertilizer reduction. The elasticities observed for Y and P are coherent with economic intuitions : the positive correlation between the optimal yield of crops and the quantity of allocated allowances, and between the optimal yield of crops and soil quality, are easily understandable, as well as the negative correlation between the optimal price of crops and these same parameters. The farmer will produce more crops with an increase in allocated allowances and improved soil quality, and inversely for P . We find the same results as previously, with the optimal

3 Nutrient allowances market and wetland abatement

quantity of fertilizers x^* being positively correlated with the quantity of allowances. Finally, the optimal price of allowances m^* is negatively correlated with the quantity of allowances, and positively with the fertilizer price.

	Y	P	ω^*	x^*	m^*
\bar{Q}/n	+	-	-	+	-
b	+	-	-	+	-
c_x	-	+	-	-	-

TABLE 3.1: Comparative statics of variables Y , P , ω^* , x^* and m^*

Finally, having determined and interpreted the comparative statics of our model, we now illustrate the evolution of the variables Y and P in the case of decreasing allocated allowances. Variables Y and P move in opposite directions relative to \bar{Q}/n , b and c_x . In Figure 3.1, we see that a restriction in the number of allocated allowances induces a move of the supply curve to the left which, in turn, induces a decrease in the quantities offered and, therefore, an increase in price. As ω^* is negatively correlated to \bar{Q}/n , a decrease in the number of allocated allowances encourages wetland restoration. The reduction in the number of allocated allowances induces a move of the equilibrium point to the left, which signifies lower crop yield, and to the top, which signifies an increase in crop price.

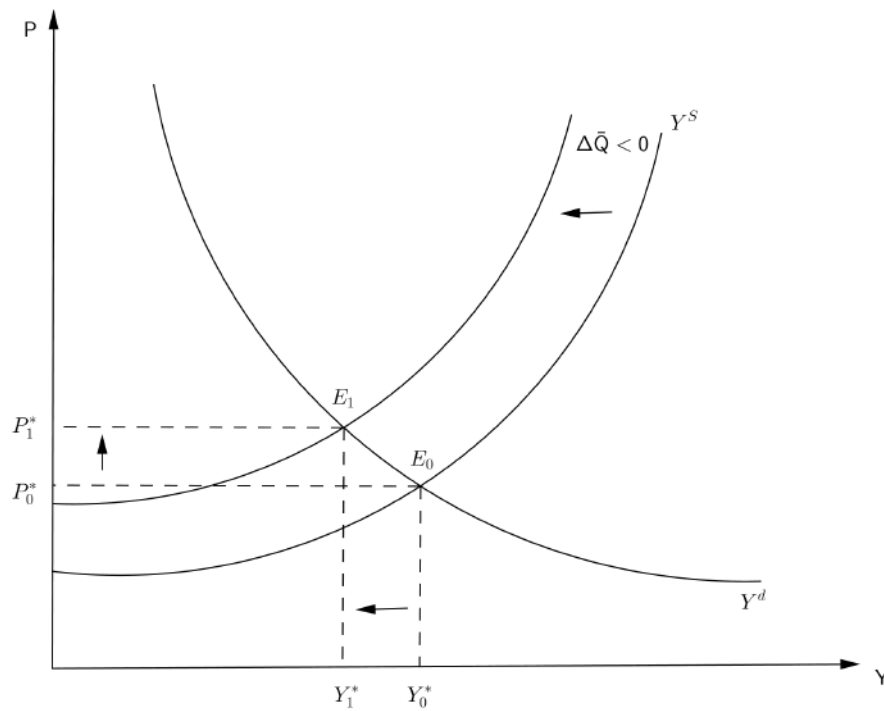


FIGURE 3.1: Evolution of Y and P with a decrease in allocated allowances (Source : authors)

As shown in the table of comparative statics, a reduction in the number of allowances induces a decrease in fertilizer use $\left(\frac{\partial x^*}{\partial Q/n} > 0\right)$, and is favourable to wetlands restoration $\left(\frac{\partial \omega^*}{\partial Q/n} < 0\right)$. A restrictive policy which induces, therefore, a restriction in the number of allowances, induces a decrease in crop yield. If we assume a fixed price, the restrictive policy could induce a greater decrease in yield than was previously the case. As we can see in the figure below, if the price of crops is no longer an adjustment variable, the reduction in the number of allowances will induce a significant decrease in crop yield.

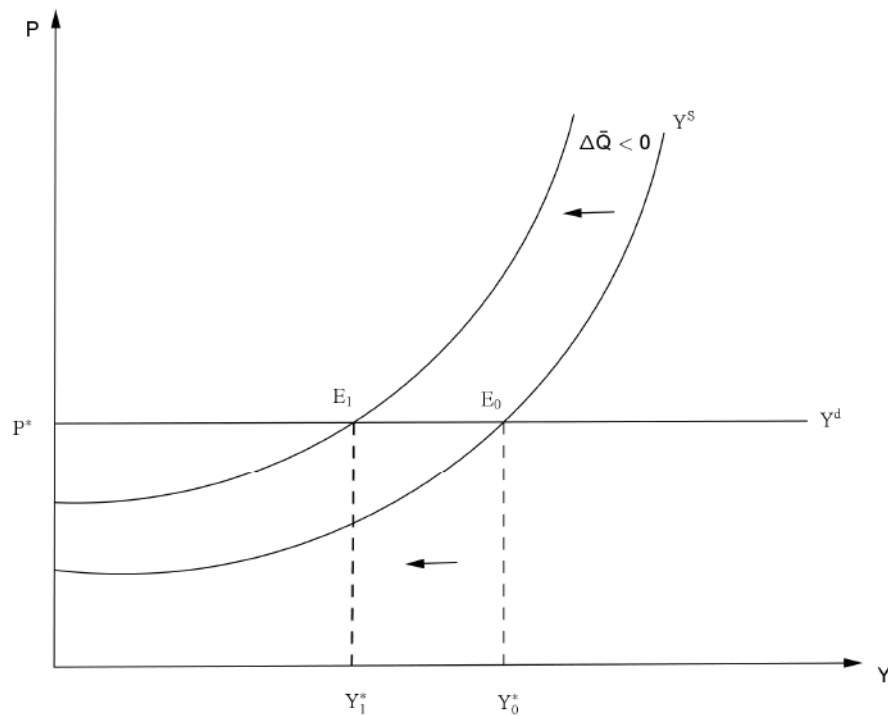


FIGURE 3.2: Evolution of Y with a decrease in allocated allowances and a fixed price (Source : authors)

A restriction on the number of allowances is much more efficient than an action on the fertilizer price. If the regulator chooses to increase the fertilizer price, following the objective of reducing runoffs, effects are a reduction on fertilizer use, but also a reduction on wetlands surface. We can conclude on the permit market efficiency which induces both a reduction on fertilizer use and an increase on wetlands surface. Finally, we can highlight the importance of wetlands, and thus the importance of having a policy encouraging the increase of wetlands, by considering ancillary benefits provided by wetlands and the positive impact of wetlands on water and soil quality.

3.5 Conclusion

The wetland buffering function is one of its most efficient mechanisms for regulating agricultural runoffs and for limiting water pollution. In order to achieve these targets, the establishment of wetlands to

reduce nitrogen and phosphorus loads resulting from neighboring intensive farming practices is currently being considered. In our model, wetlands restoration is encouraged by the intervention of a regulator which decides to reduce agricultural pollution *via* a permit market. Our model, based on Heberling *et al.* (2010), tries to respond to the “farmers’ dilemma”, *i.e.* choosing to reduce runoffs by limiting fertilizer use or/and to restore wetlands on their lands. This model involves the implementation of a local policy that can only be efficient if the topography allows building a buffer zone. Reducing fertilizer use brings about an immediately apparent result. By contrast, the restoration of wetlands leaves some questions unanswered about the final quantity of nutrients. Farmers lose a part of their cultivable surface, so we can easily suppose that they would like to compensate for their loss of yield. Thus, we might wonder whether farmers would compensate with a bigger consumption of fertilizer, even if returns to scale could decrease ; or choose not to compensate and accept lower total yield, motivated by the possibility of obtaining allowances quotas.

Our model resolves this question by introducing a permit market to control runoffs. This means that those farmers who prefer to compensate for the loss of land by increasing their use of fertilizers, should do so within limits imposed by the permit market. Thus, even if they increase their use of fertilizer per hectare, total pollution would be diminished. Comparative statics reveals interesting elements : we can see a negative correlation between the price of fertilizers and crop yield, the use of fertilizers, the wetland surface and the price of allocated quotas. Furthermore, the quantity of individual allocated quotas is negatively correlated to the wetland surface and the price of quotas, and positively to crop yield and the use of fertilizers.

4 Allocation optimale d'une zone humide entre agriculture et pêche

Ce dernier chapitre est présenté au format d'article de revue scientifique rédigé en anglais¹. Il présente un cas théorique de conflit d'usage sur une même ressource - une zone humide (assurant sa fonction de production) - entre une activité agricole et une activité de pêche. Confrontant les paramètres économiques de chaque activité et intégrant l'évolution biologique de la ressource en poissons à travers une fonction logistique, nous tentons de déterminer la taille optimale de la zone agricole. Un paramètre dit de "bénéfices subsidiaires" associé à la zone humide permet de tenir compte de la multiplicité des services fournis par ce milieu. La section 4.2 aborde la problématique posée sous l'angle statique. Elle peut être complétée par l'Annexe I dans laquelle nous présentons une analyse rapide de l'impact d'une dégradation de l'habitat sur une population de poissons. La section 4.3 répond à la même problématique sous l'angle dynamique.

À partir d'une modélisation du profit de deux agents et d'un paramètre de bénéfices subsidiaires fournis par une zone humide, ce modèle sert de base à l'élaboration d'outils de gestion de zones humides. La section 4.2 offre une estimation de la mesure compensatoire requise par un agriculteur pour la conversion de ses terres agricoles en zones humides tandis que la section 4.3 présente les solutions qui s'offrent au régulateur qui souhaite encourager la restauration de zones humides à travers l'expression d'un prix fictif de la ressource.

1. Cet article a été présenté à la *European Association of Environmental and Resource Economists* à Toulouse en Juin 2013 ainsi qu'aux *Journées de Microéconomie Appliquée* à Brest en Juin 2012 et est en cours de révisions dans la revue *Environmental Modelling and Assessment*.

Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

Natacha Fauvet²

The aim of this paper is to analyse the trade-offs between agriculture and fishery that may occur with a fixed wetland. Using the modification of the logistic function of growth and the introduction of agricultural activity into traditional fishing models, we consider the optimum allocation of wetlands. This depends on the profits of agents exploiting the fishing resources, on the one hand, and agricultural resources on the other. Static then dynamic analysis of the model allows us to determine how best to allocate the use of wetlands, and then subsequently to use that as a basis for developing sustainable conservation policies for resources.

Key Words : Wetlands, dynamic optimisation, carrying capacity, agriculture, fishery, conflict, ancillary benefit.

JEL classification : Q 15, R 52

2. natacha.fauvet@u-bordeaux.fr - GREThA, Avenue Léon Duguit, 33 608 Pessac Cedex - 05 56 84 29 71

4.1 Introduction

Wetlands constitute some of the most vital environmental resources on our planet (MEA, 2005)³. "Associated with a diverse and complex array of direct and indirect uses", wetlands offer products such as fish and plant resources (De Groot *et al.*, 2002; Mitsch et Gosselink, 2007) and a variety of services beyond nutrient abatement ; wetlands may function as bird habitat, for flood control or for sediment retention (MEA, 2005). These other services are referred to herein as ancillary services or ancillary benefits. Wetlands have a high conservation value because of their high environmental, socio-economic, biodiversity or landscape values. Once deemed unproductive, many of them have been converted to satisfy the needs of agriculture for both water and land (Mitsch et Gosselink, 2007). Our insufficient understanding of wetlands and of their ecological and economic importance has led to their being neglected, so that today it has become urgent to protect and restore them (Costanza *et al.*, 1989, 1998; De Groot *et al.*, 2002; Mitsch et Gosselink, 2007).

Ensuring their preservation is, however, affected by the underlying question of the competition between agriculture and fishery for the use of a single site. Cases of trade-offs between aquaculture and fishery have been studied by Hoagland *et al.* (2003) and also by Mikkelsen (2007), who highlight the competition that exists for the use of an area and its biological resources. Their research attempted to resolve the question of the optimum amount of space required by each activity within a given wetland area.

These case studies, on which our approach is based, address the question of competition between aquaculture and fishery. Here, we are interested in the competition between fishery and agriculture because it raises different issues. We explore these issues via a dynamic game between two agents, a farmer and a fisherman. The externality imposed on the fisherman by the farmer is captured through variations in the logistic stock growth function. We adopt a simple model, in which the profit function of the fisherman is maximised with a high level of wetland, while the farmer prefers a high level of crops surface. Both agents can change the water levels at considerable cost to suit their utilities (Krawczyk et Tidball, 2006). Our intention is to establish the optimal agricultural surface, *i.e.*, such that no agent would unilaterally deviate from. In order to include the ancillary benefits provided by wetlands, we introduce a regulator,

3. Les références bibliographiques de l'article se trouvent avec la bibliographie générale à la fin du document de thèse afin d'éviter les redondances.

which will attribute a value to ecosystemic goods and services.

This research lies at the crossroads of two main bodies of literature. On the one hand, we examine trade-offs based on the case studies of fish farming conflicts examined by Hoagland *et al.* (2003) and Mikkelsen (2007), but analysed here from the perspective of the trade-off between fishery and agriculture by means of static and dynamic modelling. Our static approach is similar to that adopted in preceding research, even if the parameters it addresses are not the same. Our dynamic modelling, however, innovates by allowing us to study the evolution of variables over time and thus to define the optimum allocation of wetlands between the two competing commercial activities in play. In addition, from the perspective of formalisation, our research develops and enriches the framework developed by Barbier (2000, 2003), which stresses the consequences of a reduction in the surface area of wetlands for the optimal amount of fish harvested. Barbier sheds light on the relationship that exists between the size of the zone in which fish species live and the stock levels of each species. He concludes that zone size reduction exercises a negative impact on the species. We reach similar conclusions concerning the link between agricultural activity and fishery, via the notion of carrying capacity.

The importance of this research is related to its impact in the field of policy making, as the analysis of each agent's profits and the optimal size of each agent's zone, along with the formulation of a shadow price, could be used to calculate a tax in order to internalise externalities. The trade-offs highlighted here could then prove useful for concrete applications, enabling policy makers to establish rules for dividing up the available space and reconciling each agent's profits with the biological sustainability of the species. These elements will be examined from a static perspective in Section II, and then from a dynamic perspective in Section III. Conclusions are then proposed concerning the practical applications of this analysis for environmental policy making.

4.2 A static approach to economic modelling of the allocation of wetlands

Our study of the conflict between the area of the zone available for fishery and agricultural activity is based on the logistic growth function outlined by Verhulst (1838) and on the models of Schaefer (1954) and Gordon-Schaefer (1954).

Consider a fixed surface S initially shared in two sections, where two agents compete for its use. On

4 Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

the one hand, there is an agricultural activity, which occupies a part α ($0 \leq \alpha \leq 1$) and on the other, we suppose the presence of fish species and an ensuing commercial fishing activity. The remaining area $(1 - \alpha)$ is supposed to be non-anthropised and functioning in its original state. Here we voluntarily not consider interrelation and interdependence between species but we suppose that the harvest of the exploited aquatic species has no impact on other species (the fishery is sustainable). Agriculture therefore occupies a space which may be expressed as αS , where $S = K$. K is the carrying capacity of that natural environment. Because of the presence of two activities on a same area, there arises the question of competing for surface usage. The social planner is supposed to be the sole owner of the wetland and allocates the land without any costs.

Contrary to Balikcioglu *et al.* (2011), which explain how switching costs affect the total returns of agents, to Song *et al.* (2011), which consider this cost into conversion decisions, or Towe *et al.* (2008), which integrate this conversion cost using an incentive, we suppose wetland conversion in agricultural area (and inversely) to be costless (like Grasso (1998) for example). This strong hypothesis is necessary to make our model comprehensive and not overly complex. We well understand the reality of land conversion but our model is not about it.

Agriculture, depending on the area it occupies, has a direct impact on wetlands. We do not consider here any other direct or indirect effects, such as pollution of the land or waterways due to the use of fertilisers or pesticides. Any increase in the total area occupied by agricultural activity causes clear changes to the nature of the land itself, making wetlands dry up, thereby reducing the area available for fish species. We suppose that the relationship between area and fish production is linear.

Wetland conflict arises from the fact that a single asset must be shared between different parties - on the one hand, the land may be exploited in the form of agricultural production and, on the other, the water may be used for fish farming. This type of conflict raises problems, which have not often been studied that of sharing the same physical area but not the same resource, unlike more typical forms of competition between different agents for a single resource, as seen in fishery management, for instance.

If we apply Verhulst's model of logistic growth, the logistic function expresses the growth function of the fish stock x as a function of the intrinsic growth rate r of the population ($r > 0$) and the carrying capacity of the natural environment K ($K > 0$). Given the negative impact of the extension of the agricultural zone on the carrying capacity of the natural environment, we replace K by $K(1 - \alpha)$ in the logistic

4.2 A static approach to economic modelling of the allocation of wetlands

growth function. The logistic function now integrates the presence of agricultural activity in wetlands :

$$F(x) = rx \left(1 - \frac{x}{K(1-\alpha)} \right) \quad (4.1)$$

The intrinsic growth rate of the population r coupled with the environmental resistance factor $\left(1 - \frac{x}{K(1-\alpha)} \right)$ indicates the growth rate of the population. As the population grows in its natural environment, confined by $K(1-\alpha)$, $F(x)$ approaches 0. Conversely, the smaller the fish stock, the closer to r , the growth rate. Intuitively, we understand that as α tends to 1, the fish population growth function tends to 0. Thus, if α is close to 1, this implies strong agricultural presence in wetlands, triggering a fall in the fish population and impoverishment of the wetlands from the fishery angle.

Once the biological equilibrium of the resource at hand has been determined, we study the harvest function h defined by Schaefer (1954) :

$$h = q \frac{x}{K(1-\alpha)} \quad (4.2)$$

with q the fishing efficiency and $\frac{x}{K(1-\alpha)}$ the stock density. Compared to classical harvest function, we do not consider the fishing effort. Our theoretical study case (agriculture and fishery) suppose a continental fishery, where the fish population evolves only endogenously inside a wetland. The notion of effort does not make sense in that situation : the fishery manager generally control the water level. We suppose a reasonable fish harvest, *i.e.* $h \leq F(x)$. Indeed, there is no competition for the fishery, thus we may reasonably suppose that the fisherman has a sustainable exploitation of the resource. The evolution of the fish stock may then be expressed :

$$\dot{x} = rx(t) \left(1 - \frac{x(t)}{K(1-\alpha(t))} \right) - q \frac{x(t)}{K(1-\alpha(t))} \quad (4.3)$$

At the point of biological equilibrium, the resource can be expressed as :

$$\begin{aligned} F(x) &= h(x) \\ x^{ss} &= K(1-\alpha) \left(1 - \frac{q}{rK(1-\alpha)} \right) \end{aligned} \quad (4.4)$$

The biological equilibrium of the resource x^{ss} at the steady state, with modified carrying capacity, is lower than the point of equilibrium of the initial logistic function $x_{initial}^{ss} = K \left(1 - \frac{q}{r} \right)$. Increased agricultural production, which raises the value of the variable α , causes the level of the fish stock in steady state to diminish.

The fisherman's profit may therefore be expressed as :

$$\pi(x) = pq \frac{x}{K(1-\alpha)} - c \quad (4.5)$$

where c is supposed to be a constant unitary cost equal to 1, and p a constant price market of the resource harvested.

We have seen that the fish population falls as the size of the agricultural area increases. Given that $\frac{\partial \pi}{\partial x} > 0$, the fisherman's profit will necessarily fall in direct proportion to the fall in fish stock.

4.2.1 Individual optima and social optimum

Let us now look separately at the specific programmes of the fisherman and the farmer, and then that of the social planner :

4.2.1.1 The fisherman

The fisherman's profit is expressed as follow :

$$\pi(x^{ss}) = pq \left(1 - \frac{q}{rK(1-\alpha)} \right) \quad (4.6)$$

We suppose the fisherman adopt a sustainable fishery determined by x^{ss} . The profit made by the

4.2 A static approach to economic modelling of the allocation of wetlands

fisherman decreases with α . From an individual perspective, the fisherman's profit will be maximised with an area of land cultivated $\alpha^* = 0$.

4.2.1.2 The farmer

Let us now consider the profits, expressed as $\varphi(\alpha)$, made by the farmer who cultivates the agricultural area :

$$\varphi(\alpha) = m\alpha K \quad (4.7)$$

where $m > 0$ expresses the difference between the unitary price of crops and the unitary farming cost. m is function of the cultivated surface αK . We assume the hypothesis whereby production is homogeneous over the entire area of cultivated land. As the farmer's profit is a positive linear function of the cultivated area αK , he will seek to maximise this area (optimal situation for the farmer when α approaches 1). From an individual perspective, the farmer's profit will be maximised with an area of land cultivated $\alpha^* = 1$.

4.2.1.3 The social planner

The main aims of the social planner are to guarantee ecological sustainability and to maximise social well-being W . Including the fact that wetlands have a high conservation value because of their high environmental, socio-economic, biodiversity or landscape values, the social planner will consider the ancillary benefits function $A = \phi K(1 - \alpha)$, function of the wetland area and where ϕ is the ancillary benefits parameter. Wetlands provide a variety of services and these services are referred as ancillary services or ancillary benefits, *i.e.* all goods and services except fish (Heberling *et al.*, 2010). To encourage a socially optimal provision of the wetlands' goods and services, all the social costs and benefits should enter into the decisions surrounding the construction and maintenance of wetlands and this is the role of the social planner. In the present case, we suppose that the maximisation of W will fulfill these objectives in that the fisherman practices his profit-seeking activity on a sustainable and reasonable basis. We must determine the value of α which maximises W , determined by the consolidation of the profits of both agents, the farmer and fisherman, and of the ancillary benefits provided by the wetland :

$$\begin{aligned} W &= \pi(x^{SS}) + \varphi(\alpha) + A(K(1-\alpha)) \\ &= pq \left(1 - \frac{q}{rK(1-\alpha)} \right) + m\alpha K + \phi K(1-\alpha) \end{aligned} \quad (4.8)$$

Social well-being is a positive function of the ancillary benefits $\left(\frac{\partial W}{\partial \phi} > 0\right)$ and these benefits are a positive function of the wetland surface $\left(\frac{\partial A}{\partial K(1-\alpha)} > 0\right)$.

Finally, we will determine the value of the optimal part of agricultural activity which best maximises social well-being. The maximisation of social well-being in relation to α gives the following problem :

$$\begin{aligned} \max_{\alpha} W &= \pi(x^{SS}) + \varphi(\alpha) + \phi K(1-\alpha) \\ s.t. \quad &0 \leq \alpha \leq 1 \end{aligned} \quad (4.9)$$

The condition of the first order defined by $\frac{\partial W}{\partial \alpha} = 0$ enables us to express the value of α^* :

$$\alpha^* = 1 - \frac{q}{K} \sqrt{\frac{p}{r(m-\phi)}}$$

We suppose $m > \phi$. From a social perspective, the optimal area of agricultural land will increase or decrease in relation to varying parameters. In general, we find that, given the current functional forms and parameter values, corner solutions induce the existence of one of the two uses (agriculture for $\alpha = 1$ or fishery for $\alpha = 0$). However, we may suppose that the presence of the regulator, whose purpose is to preserve wetlands, means that a corner solution in favour of agriculture is not possible (except for a higher value of agriculture compared to fishery plus ancillary benefits provided by wetlands).

A study of the comparative statics allows us to advance a certain number of intuitive results. We understand that α evolves in relation to the economic interest for one or the other agent. Indeed, the more the fishery is economically interesting, the more the wetland area will improve $\left(\frac{\partial \alpha^*}{\partial p} < 0\right)$, and *vice versa*

4.2 A static approach to economic modelling of the allocation of wetlands

for agriculture ($\frac{\partial \alpha^*}{\partial m} > 0$). We note that the ancillary benefit parameter is negatively correlated with the agricultural surface ($\frac{\partial \alpha^*}{\partial \phi} < 0$). This means that the more the wetland goods and services provides, the more it would be preserved (*i.e.* not converted into agricultural surface).

Analysis of the optimal value of the proportion of cultivated agricultural land α^* enables us to observe the progression of the profit made by the farmer in relation to the progression of the land available for cultivation. This shows how the profit margin progresses and enables us to calculate the amount of compensation which a farmer must receive if he allows a given portion of his land to lie fallow, so that it may be restored to its initial state as a wetland (from the perspective of a study of compensation specifically designated for restoration projects). These results can help pose the bases of efficient environmental conservation policy making from the economic point of view.

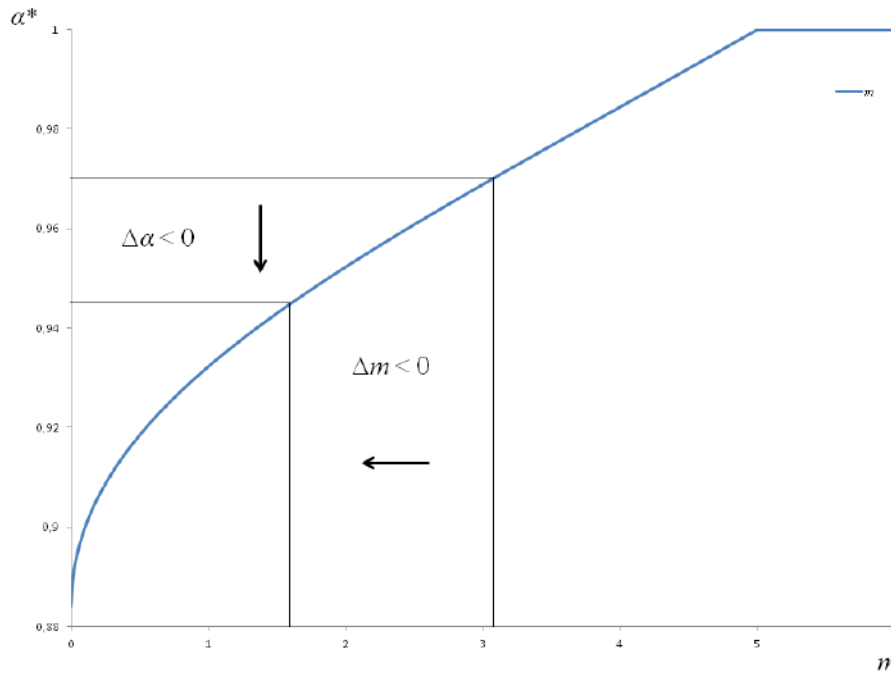


FIGURE 4.1: Changes of the farmer's profit margin in relation to area of agricultural land cultivated (Source : author)

As the structure of this model is similar to that set out by Mikkelsen (2007), we may apply his results and reach the following conclusion : if $\frac{\partial W}{\partial \alpha} > 0, \forall \alpha$, that is well-being will improve with the presence of agricultural activity on wetland, then the wetlands are reserved for agricultural production alone and

4 Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

fishery cannot exist owing to the draining effect on submerged areas of land. If $\frac{\partial w}{\partial \alpha} < 0, \forall \alpha$ then wetlands are not converted into usable farming land and fish species may therefore colonise them. Indeed, the wetland is considered more important than agriculture and the latter's presence on wetlands will affect well-being. These conclusions are valid if we accept the hypothesis whereby we are exclusively considering the direct production function of fishery or agriculture. The problem is that market prices do not necessarily reflect real social costs or benefits. In such cases, regulatory institutions and instruments are needed (Jorgensen *et al.*, 2010). This is why, in the present case, we consider the ancillary benefits provided by wetlands and may reasonably assume that the total conversion of the wetland is not possible because it is not desired. Indeed, the introduction of this environmental parameter depending on the existing wetland supposes that the greater the ancillary benefits, the more society will be relatively in favour of wetlands. Moreover, the importance of wetlands, pointed out in the International Convention of Ramsar (1971) and the MEA (2005) in particular, has resulted in their protection and/or restoration, so we may suppose that the regulator is in favour of the preservation of these ecosystems. The consideration of the positive externality provided by wetlands in the social well-being function supposes that we do not consider "market power" only.

After the static approach, it seems interesting to study the dynamic approach in order to take the notion of time into account, to observe how the present stock has an impact on the future stock and to understand how this influences choices made by fishery.

4.3 Study of the economic model from the perspective of dynamic optimisation

4.3.1 Optimisation

Let us now address the problem from the dynamic perspective. The programme of the social planner may be expressed as :

4.3 Study of the economic model from the perspective of dynamic optimisation

$$\begin{aligned} & \max_{\alpha(t)} \int_0^{\infty} [\pi(t) + \phi(t) + A(K(1 - \alpha(t)))] e^{-\rho t} dt \\ & s.t. \begin{cases} \dot{x} = rx(t) \left(1 - \frac{x(t)}{K(1 - \alpha(t))}\right) - q \frac{x(t)}{K(1 - \alpha(t))} \\ x_0 = x(0) \end{cases} \end{aligned}$$

where ρ is the discount rate. Our aim here is to maximise well-being in relation to the constraints of resource dynamics and initial stock. The current value Hamiltonian is associated with the equation as :

$$\begin{aligned} H(x(t), \alpha(t), \lambda(t), t) = & pq \frac{x(t)}{K(1 - \alpha(t))} + m\alpha(t)K + \phi K(1 - \alpha(t)) \\ & + \lambda(t) \left(rx(t) \left(1 - \frac{x(t)}{K(1 - \alpha(t))}\right) - q \frac{x(t)}{K(1 - \alpha(t))} \right) \end{aligned} \quad (4.10)$$

4.3.2 First order conditions of the Hamiltonian

This Hamiltonian should reach its maximum at each moment t for the control and state variables. In order to do so, the following First Order Conditions (FOC) must be verified :

FOC 1 :

$$\frac{\partial H(\cdot)}{\partial \alpha(t)} = 0$$

Let

$$\pi'_\alpha + \phi'_\alpha = \lambda(t) (F'_\alpha - h'_\alpha) + A'_\alpha \quad (4.11)$$

4 Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

This enables us to determine the following expression of $\alpha_t(x_t)$ along the optimal trajectory :

$$\alpha_t(x_t) = 1 - \frac{\sqrt{x(t) [(m - \phi) (q(\lambda(t) - p) + rx(t)\lambda(t))]}{K(m - \phi)} \quad (4.12)$$

This expression expresses how to adapt the agricultural surface to the level of the resource coming from the social welfare maximisation. Equation 4.11 indicates the marginal conditions that the decision variables must satisfy. This first equation indicates that the farmer's profit margin and the fisherman's profit margin depends on the marginal evolution of the fish resource and on the price at which the latter is evaluated and on ancillary benefits margin. The calculation of Equation 4.12 enables us to express the value $\alpha(t)$ in terms of the model's different parameters and to determine an agricultural surface function of the stock level. The dynamic model learns how to manage the area and to adapt it to the stock in order to maximise the social welfare.

Equation 4.12 shows similar results as in the static model. We note a negative correlation between the agricultural surface and the difference between the shadow price and the price of the resource ($\frac{\partial \alpha(t)}{\partial \lambda - p} < 0$). In order to make a comparison with the optimal agricultural surface determined in the static model, we replace $x(t)$ by x^{SS} in 4.12. We obtain :

$$a(t) = 1 - \frac{q}{K} \left(\frac{\sqrt{r^2 \lambda (\lambda - 2p) + pr(pr + 4(m - \phi))} + r(\lambda + r)}{2r(\phi - m + r\lambda)} \right)$$

The optimal static and dynamic agricultural area do not depend on the stock level because x is supposed to be at the equilibrium. It signifies that the optimal share could be implemented right now because there is no limits to α variations. The study of the comparative statics shows the same results as in the static model ($\frac{\partial a(t)}{\partial (m - \phi)} > 0$) but introduces a dynamic relative to the implicit price of the resource λ : the optimal part of agricultural surface increases ($a(t) > 0$) when $\lambda < p$ and decreases ($a(t) < 0$) when $\lambda > p$.

FOC 2 :

$$-\frac{\partial H(\cdot)}{\partial x(t)} + \rho\lambda(t) = \dot{\lambda}$$

Let

$$\dot{\lambda} + \pi'_x = \lambda(t) (F'_x - h'_x + \rho\lambda(t)) \quad (4.13)$$

This enables us to determine the following dynamics of $\lambda(t)$ along the optimal trajectory :

$$\dot{\lambda} = \rho\lambda(t) - \frac{pq}{K(1-\alpha(t))} - \lambda(t) \left(r - \frac{1}{K(1-\alpha(t))} (2rx(t) + q) \right) \quad (4.14)$$

Equation 4.13 indicates how the adjoint variable progresses along its optimal trajectory - the term on the left hand side represents the marginal increase in net price and the marginal increase in the future profit then made by the fisherman. The term on the right hand side represents the value of future harvesting of the resource and the updated shadow price.

Equation 4.14 indicates that the marginal growth of the net price progresses positively with the updated shadow price and stock level of the resource, but progresses negatively with the carrying capacity of the natural environment. $\dot{\lambda}$ is negatively associated with changes in the level of fish stock. Finally, Equation 4.3 expresses the sustainability of the fish stock. \dot{x} evolves positively with the rate of intrinsic fish population growth and the stock density, the latter being negatively correlated to the variable $\alpha(t)$.

The results are a first step towards implementing efficient policy making rooted in the optimal allocation of the wetlands available. Once valued at implicit price $\lambda(t)$, the carrying capacity will be far more efficiently conserved. The implicit price also serves as a basis for taxing the agricultural use of wetlands, thus enabling decision-makers to achieve the social optimum in terms of how such areas are allocated in cases of conflicting use. The shadow price is the marginal cost of relaxing the constraint, or, put another

4 Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

way, the marginal profit of strengthening the constraint. It can be interpreted as being the gains in both current and future social well-being associated with a unitary rise in the evolution of today's fish stock.

4.3.3 Expression of steady state variables

From the first FOC, in which we have $\lambda = \frac{\pi'_\alpha + \phi'_\alpha - A'_\alpha}{(F'_\alpha - h'_\alpha)}$ we may obtain the value of λ by replacing this equality in 4.14 and solving :

$$\dot{\lambda} = 0 :$$

$$\lambda^* = \frac{x}{K(1-\alpha)} \left[r(2q + p + 3rx + x + 1) - \frac{q(q + 3rx) - 2r^2x^2}{K(1-\alpha)} \right] - rx(r + 1)$$

We may also define the value of x by solving $\dot{x} = 0$ (also present in 4.4) :

$$x^* = K(1-\alpha) \left(1 - \frac{q}{rK(1-\alpha)} \right)$$

Expressions of λ^* and x^* lead to the study of corner solutions for $\alpha \rightarrow 0$ and $\alpha \rightarrow 1$. When $\alpha \rightarrow 1$, $\lambda^* = -rx(r + 1)$ and $x^* = 0$: in this case, we consider agriculture only, and consequently the farmer's profit. When $\alpha \rightarrow 0$, we consider that agriculture does not exist, so $\lambda^* = \frac{x}{K} \left[r(2q + p + 3rx + x + 1) - \frac{q(q + 3rx) - 2r^2x^2}{K} \right] - rx(r + 1)$ and $x^* = K \left(1 - \frac{q}{rK} \right)$. The fisherman's profit and ancillary benefits are maximised. The introduction of α induces a lower fish stock ($x_{\alpha=0} > x_{\alpha \neq 0}$).

From the values α in expression 4.12, we may also determine the values of the steady state variables.

$$x^{ss} = \frac{q}{2r\lambda} [A + (\lambda - p)]$$

$$\alpha^{ss} = 1 - \frac{q}{(m-\phi)K} \sqrt{\frac{(m-\phi)}{r} \left[(m-\phi) + \lambda - p + \frac{p^2}{\lambda} + A \left(1 + \frac{p}{\lambda} \right) \right]}$$

4.3 Study of the economic model from the perspective of dynamic optimisation

Where $A = \sqrt{p(2\lambda - p) + \lambda \left(\lambda + \frac{4(m-\phi)}{r} \right)}$. After replacing the values of x^{SS} and α^{SS} in the expression of λ , we obtain :

$$\lambda^{SS} = \frac{(m-\phi)^2(r+\rho - (m-\phi))}{r(r+\rho)} \sqrt{B+C-2r^3p\rho} + D$$

Where $B = r^2p^2 [(m-\phi)^2 + 2(m-\phi)(r+\rho) - r^2 - 2p^2]$

$C = (m-\phi)r [4(m-\phi)((m-\phi)^2 - (m-\phi) + \rho) + 2rp(r+\rho) + 5(m-\phi)r + 4\rho]$ and

$D = (m-\phi)^2r(3+\rho-p) + (m-\phi)rp(r+\rho) - 2(m-\phi)^3$.

The table below sums up the study of the comparative statics of Equations x^{SS} and α^{SS} . It enables us to observe the evolution of steady state variables relative to the parameters composing them. New light is shed on a further interesting intuition, *i.e.* the negative relationship between the surface area of agricultural land at the steady state and the shadow price of the resource. Indeed, the shadow price allows the regulator to regulate fish stock resources in relation to their initial state. A stock which is initially low may be bolstered by the regulator, by increasing the resource's shadow price, envisaged as a tax on agricultural activity to discourage farmers from farming potential wetlands.

	$\frac{\partial(\cdot)}{\partial p}$	$\frac{\partial(\cdot)}{\partial m}$	$\frac{\partial(\cdot)}{\partial \phi}$	$\frac{\partial(\cdot)}{\partial \lambda}$
x^{SS}	< 0	< 0	> 0	> 0
α^{SS}	< 0	> 0	< 0	< 0

TABLE 4.1: Comparative static of variables x and α in a steady state

We observe similar results between the dynamic comparative static and that of the static model : correlations between α^{SS} and the others parameters are the same. Indeed, we observe that α evolves in relation to the economic interest for one or the other agent $\left(\frac{\partial \alpha^{SS}}{\partial p} < 0 \text{ and } \frac{\partial \alpha^{SS}}{\partial m} > 0 \right)$. Following the static results, the ancillary benefit parameter is negatively correlated with α^{SS} . The study of the comparative static of x^{SS} introduces new element regarding the importance of wetlands : the relation between the resource at the steady state and the ancillary benefit parameter is positive. This means that if the ancillary benefits provided by wetland increases or are better understood, the fish stock resource at the steady state

will increase.

The static analysis has helped establish the bases of an environmental protection policy. The dynamic part of the model improve previous conclusions thanks to the introduction of a shadow price. As explained previously, the shadow price of the resource allows the social planner to regulate the resource, and thus to preserve or not the wetland.

4.3.4 Phase diagram

The phase diagram below illustrates the progression of stock and variables and the shadow price, together with the presence of a steady state represented by the junction of x^{SS} and λ^{SS} . From Equation 4.12, we may re-write expressions of $\dot{\lambda}$ and \dot{x} :

$$\begin{aligned}\dot{\lambda} &= \lambda(t)(\rho + r) - (m - \phi) \frac{pq - 2rx(t)\lambda(t) + q\lambda(t)}{\sqrt{x(t)(m - \phi)(q(\lambda(t) - p) + rx(t)\lambda(t))}} \\ \dot{x} &= rx(t) - (m - \phi) \frac{rx(t)^2 + qx(t)}{\sqrt{x(t)(m - \phi)(q(\lambda(t) - p) + rx(t)\lambda(t))}}\end{aligned}$$

This in turn enables us to express the equations of the isoclines of the phase diagram (cf. Appendix 2) and to observe the isocline equations. The existence of a unique steady state is a function of the position of the curves on the y-axis : if the curve $\dot{\lambda} = 0$ is left of the curve $\dot{x} = 0$, the existence of an unstable steady state can be envisaged. Such a situation is, however, unlikely and would only be possible with specific values for some parameters. Indeed, an unstable steady state is possible with excessively high values of p and m ⁴, which may be logically explained by the predominance of one activity over the other and, therefore, the absence of any system regulating conflicting uses of land.

Dynamic analysis of wetland conflict proves the existence of a steady state in which the shadow price could decentralise the optimal state, from which we may then calculate the level of taxation necessary to internalise externalities and guarantee the stability of the resource in its natural environment. The phase diagram characterises the evolution of the dynamic system. Analysis of the trajectories (Appendix 1) enables us to trace the trajectories of our diagram and to observe the regions that converge towards a

4. As simulation of the values of the parameters was carried out in sequential fashion, we cannot conclude over any combined effect of a rise or drop involving several parameters simultaneously.

steady state.

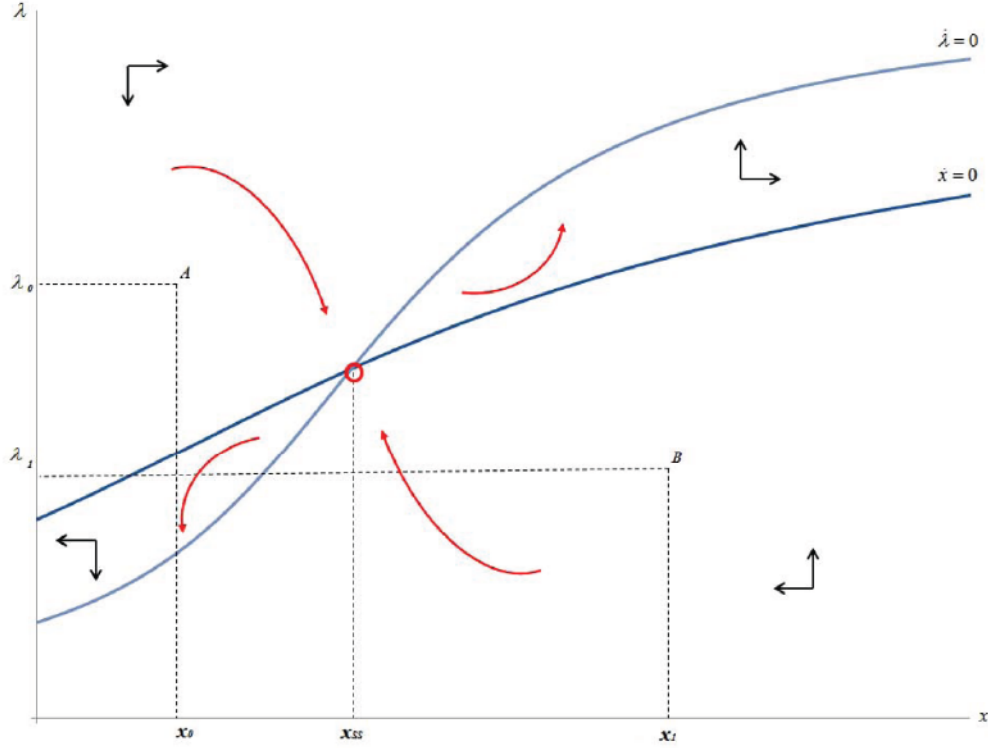


FIGURE 4.2: Optimal trajectories and steady state (Source : author)

The aim of the regulator is to achieve a steady state and then to adopt a position based on a point that tends towards this state. Indeed, depending on the initial value of the stock, the regulator determines a shadow price which will allow this to happen, by acting on $\alpha(t)$ to limit (tax) or encourage (subsidy) agriculture. For example, if the initial stock level is $x_0 < x^{SS}$, the regulator will choose a value of λ which will allow him to position himself on a trajectory which converges towards a steady state. If the initial stock x_0 is low compared with the point of equilibrium, the regulator will choose a disincentive economic instrument corresponding to the shadow price that is sufficiently high λ_0 to discourage excessive exploitation of the resource, and so provide favourable conditions for natural stock replenishment. As λ is negatively correlated to the $\alpha(t)$ variable, any increase in the shadow price would cause a decrease in the cultivated area. This would depend first and foremost on the values of the parameters and the relative efficiency of these commercial activities.

If, however, the initial stock level is relatively high in comparison with the point of equilibrium, $x_1 >$

4 Optimal allocation of wetlands between agriculture and fishery

x^{SS} , then the regulator will aim at reducing the stock level. To do so, he will choose a shadow price that is sufficiently low λ_1 to encourage agricultural activity, through an increase in the area of land available for farming.

Consequently, depending on the initial level of stock, the regulator will set a shadow price with which to position himself at points *A* or *B*, thereby placing himself on a trajectory which converges towards a steady state.

4.4 Conclusion

The main issue at stake in this research has been to understand how best to allocate the use of wetlands between competing commercial activities - fishing and agriculture. Although our analysis of this question has used previous research carried out by Barbier (2000, 2003), Hoagland *et al.* (2003) and Mikkelsen (2007), we have developed and enhanced their ideas by including a new element - agriculture - and a new method - dynamic analysis. The integration of the logistic function adds a further dimension to the model - that of sustainable development. The preservation or restoration of wetlands can promote the development of numerous ecosystem goods and services, notably in the field of fish farming when managed on a sustainable basis.

The aim of this research has been to study the impact of a reduction in the surface area of wetlands on fish species and the ensuing economic consequences. In line with Barbier (2000), our conclusions highlight the existence of a positive correlation between loss of habitat and a decrease in the level of fish stock. The definition of an optimal size for each species is carried out with the economic interests of both fishing and agricultural activity in mind. Our paper is also relevant to the field of economic policies and is designed to help decision-making concerning the efficient management of resources and highly valuable ecological and economic areas. The static part determine an optimal level of agricultural surface which does not depend on the stock level (supposed to be at the equilibrium) and that could be implemented right now. The dynamic part, which depends on the stock level, shows us how to adapt the agricultural area to the stock in order to maximise the social welfare. The comparison between the static part and the dynamic one demonstrates how the dynamic situation can implement a policy to encourage or discourage the fisherman/the farmer considering the resource at the equilibrium. Our work would be useful for the designing of a tool to encourage the restoration of wetlands through to the inclusion of a shadow price

and the analysis of functions of each agent's profit margins.

Finally, It would be possible to render this model more complex in the future by integrating the question of contaminating substances (pesticides, fertiliser, *etc.*) used in agricultural production. To do so, we would need to study in greater detail work carried out by Feunteun (2002) and Courrat *et al.* (2009) which deals with the effect of polluting substances on fish species in estuarine areas. We might also complicate the model with an opening on a decentralised game, as see in Krawczyk et Tidball (2006). An interesting future research could be to integrate a cost of switching uses on land in order to make the model more realistic. To drain or to flood a surface is not without costs in the reality of the conversion of wetlands. Problems concerning the temporal requirements or the irreversibility of conversion are important too. Following the article of Wirl (1999), this cost could be expressed $c(\alpha)$. We can imagine that it will induce an unchanged steady state but a different trajectory to reach the steady state, or to converge around.

4.5 Appendix

Appendix 1

Analysis of the trajectories was carried out using derivations of the isocline equations of diagram $(x|_{\dot{x}=0} \text{ and } x|_{\dot{\lambda}=0})$. The results below enable us to highlight the arrows of the diagram, thereby indicating the direction in which our diagram evolve.

$$\frac{\partial \dot{x}(x, \lambda)}{\partial x} < 0 \quad \frac{\partial \dot{\lambda}(x, \lambda)}{\partial x} > 0 \quad \frac{\partial \dot{x}(x, \lambda)}{\partial \lambda} > 0 \quad \frac{\partial \dot{\lambda}(x, \lambda)}{\partial \lambda} < 0$$

$N-E$	$N-W$	$S-E$	$S-W$
$(+, +)$	$(+, -)$	$(-, +)$	$(-, -)$

FIGURE 4.3: Regions of the phase diagram

Appendix 2

The equations of the isoclines in the phase diagram are as follows :

$$x|_{\dot{x}=0} = \frac{(m-\phi)(\lambda+2q)(\lambda-p)+r\lambda p}{2(m-\phi)qrp((m-\phi)-r\lambda)} \left(qr(\lambda+p) - \sqrt{qr(r\lambda^2+pr(p-2\lambda)+(m-\phi)4qp)} \right)$$

$$x|_{\dot{\lambda}=0} = \frac{\lambda(\lambda-p)}{2r^2\lambda^3(r-4(m-\phi)+2\rho)+2r\lambda^3\rho^2} \left[(r+\rho)\sqrt{q\lambda(\lambda r^2+2\lambda r\rho+12(m-\phi)qr+\lambda\rho^2)} \right. \\ \left. [+q(\lambda r^2+2\lambda r\rho+4(m-\phi)r+\lambda\rho^2)] \right]$$

which comes from :

$$\dot{\lambda} = \lambda(t)(\rho + r) - (m - \phi) \frac{pq - 2rx(t)\lambda(t) + q\lambda(t)}{\sqrt{x(t)(m - \phi)(q(\lambda(t) - p) + rx(t)\lambda(t))}}$$

$$\dot{x} = rx(t) - (m - \phi) \frac{rx(t)^2 + qx(t)}{\sqrt{x(t)(m - \phi)(q(\lambda(t) - p) + rx(t)\lambda(t))}}$$

Conclusion Générale

L'objet central de cette thèse est l'approche économique des fonctions écosystémiques offertes par les zones humides. À partir de l'amélioration des connaissances relatives aux zones humides, les outils en faveur de la protection et de la restauration de ces milieux se sont développés et tendent aujourd'hui à les replacer au coeur des problématiques économiques.

Principaux résultats

Après avoir présenté une lecture économique des zones humides et souligné la complexité de leur compréhension et de leur évaluation, nous nous sommes intéressés aux méthodes de protection et de restauration. Puis nous avons ciblé notre analyse sur les fonctions d'habitat, de production et de régulation. Le premier chapitre a permis de définir les zones humides et de bien comprendre la multiplicité des biens et services offerts. La présentation des zones humides étant un préalable indissociable à l'étude des méthodes de protection et de restauration, il nous a semblé nécessaire de faire une présentation détaillée des fonctionnalités écosystémiques et de la diversité des biens et services fournis par les zones humides. La compréhension de l'importance de ces milieux a constitué la base historique du retournement des politiques publiques, passant alors de politiques incitant au drainage, à des politiques en faveur de la préservation des zones humides. Après avoir fait un état de l'évolution de ces milieux, nous avons retracé l'évolution historique de la prise de conscience de leur importance, en rappelant le rôle primaire de la Convention de Ramsar, et de l'adoption de mesures juridiques et économiques. Le recensement des méthodes de gestion, que nous proposons dans le Chapitre 1, permet d'avoir une vision générale de ce qui existe en matière de protection environnementale spécifique aux zones humides. La présentation de chaque méthode, de leur portée/efficacité et de leurs limites permet également d'entrevoir les diverses solutions envisageables pour les rendre plus efficaces.

Conclusion générale

Le Chapitre 2 a pour toile de fond la fonction habitat. Abordée à travers le cas d'étude de l'estuaire de la Gironde, nous constatons que les habitats du pourtour estuarien sont peu accessibles par les espèces piscicoles migratrices. Les données dont nous disposons pour cette étude nous ont permis de confronter les coûts de la restauration de la continuité écologique aux disponibilités financières des gestionnaires de zones humides. Au vu des données financières des ASP de l'ouest estuarien, sur lequel nous avons ciblé notre travail pour des raisons de disponibilité de données, nous faisons deux propositions d'union d'ASP afin de rendre possible l'aménagement des ouvrages en eau. L'estimation des coûts d'aménagement des obstacles à la migration et les propositions d'union des ASP en vu d'une meilleure gestion des zones humides constituent les deux apports principaux de ce chapitre. La fonction d'habitat est ici présentée à partir d'une problématique de gestion avérée rencontrée (notamment) dans l'estuaire de la Gironde, et pour laquelle nous tentons d'apporter un éclaircissement en termes de faisabilité de restauration.

Le Chapitre 3 porte sur la fonction de régulation offerte par les zones humides. À partir de la problématique rencontrée dans les milieux agricoles qui est celle des rejets polluants et de la capacité de filtre et de régulation des nutriments qu'ont les zones humides, nous proposons une modélisation de l'incitation à la restauration de zones humides. Nous déterminons les quantités optimales d'intrants chimiques et de surface de zone humide à partir de la fonction de production d'agriculteurs qui intègre les rejets agricoles et la présence d'une zone humide. La mise en place d'un marché de quotas sur les rejets impulsée par la volonté de réduction des rejets polluants d'un régulateur aura pour objectif de limiter l'usage d'intrants voire d'inciter à la restauration de zones humides. À partir de la détermination des équilibres généraux du modèle, nous montrons que la prise en compte de la fonction de régulation offerte par les zones humides couplée à un marché de quotas incite non seulement les agriculteurs à la réduction de l'usage d'engrais, mais également à la restauration de surface de zone humide. La comparaison de la taxe avec le marché de quotas montre qu'il y a un effet partagé sur l'usage d'engrais mais que le marché de quotas demeure plus efficace en termes d'incitation à la restauration de zones humides. La fonction de régulation fait écho aux travaux présentés dans la revue de littérature de ce troisième chapitre et témoigne d'une efficacité avérée dans la gestion des polluants agricoles.

Enfin, le Chapitre 4 s'intéresse à la fonction de production des zones humides (notamment piscicole) à partir de la modélisation théorique d'un conflit d'usage pour une même ressource : la zone humide. Ce chapitre propose une analyse dynamique du partage d'une même zone entre deux acteurs, l'un sou-

haitant maintenir la zone humide à des fins d'exploitation piscicole, l'autre souhaitant la drainer à des fins d'exploitation agricole type culture. À partir des fonctions de profit des deux agents économiques, nous déterminons la surface optimale de l'espace agricole. Nous montrons notamment que l'introduction d'un agent régulateur ayant un intérêt à la préservation de la zone humide permet de lui donner plus de poids et ainsi de faire pencher la balance en faveur de sa préservation. Le régulateur public est intégré à notre modèle de manière à palier l'absence de considération pour les biens et services écosystémiques dans la fonction d'utilité de l'agent économique. Le Chapitre 4 permet également de déterminer, à partir de l'étude dynamique de la fonction de bien-être social, l'état d'équilibre stationnaire de la ressource à partir duquel le régulateur pourra décider de l'outil économique à mobiliser. En effet, selon le positionnement de l'état des stocks relativement à l'état d'équilibre, il choisira d'inciter ou non au maintien de la zone humide, en proposant une taxe ou subvention au drainage ou en accordant une valeur implicite à la pêche augmentée ou réduite. La fonction de production est ici traitée sous l'angle théorique mais basée sur une réalité du conflit d'usage pour l'usage d'une même ressource et de la pression exercée par l'activité agricole sur les zones humides.

Pistes de recherche

Le Chapitre 2 détermine la faisabilité de la restauration de la libre circulation des cours d'eau en croisant les coûts d'aménagement et d'entretien que nous avons estimés aux données financières dont nous disposons. La limite principale de notre étude est que nous n'intégrons pas les données financières des SIBV, faute de disponibilité. Il nous faut à présent chercher à acquérir ces données pour pouvoir mieux rendre compte des possibilités d'investissement sur les ouvrages. En effet, les SIBV ont pour rôle d'investir sur les ouvrages en eau, tandis que les ASP gèrent avant tout leur entretien. Le croisement des coûts totaux d'aménagement des obstacles (investissement + entretien) avec les données des ASP ne traduit pas de la réalité des possibilités d'aménagement, même si cette étude permet de rendre compte, la plupart du temps, de disponibilités financières suffisantes pour la réalisation des aménagements dans leur totalité. L'ajout des SIBV à notre étude serait surtout un moyen pour renforcer nos conclusions et mettre en évidence la faisabilité de la restauration de la libre circulation sur les cours d'eau du grand Ouest estuarien. Pour ce faire, il nous faut compléter nos données comptables et poursuivre les entretiens avec les présidents des SIBV. Enfin, il conviendrait également de travailler en plus étroite collaboration

Conclusion générale

avec l'association MIGADO afin d'établir une grille de lecture plus précise des ouvrages et de pouvoir estimer au mieux leur coût d'aménagement. Selon l'ouvrage considéré et les préconisations fournies par MIGADO, nous sommes actuellement en mesure de déterminer le type d'aménagement à faire (passe à brosses, vannes, démantèlement *etc.*) en fonction de la hauteur de l'ouvrage, de son type, de sa fonction et de la présence éventuellement d'une vanne. Des données relatives à son environnement proche pourraient être utiles afin de pouvoir déterminer si l'aménagement d'une rivière de détournement ou d'un prébarrage sont également envisageables.

Le Chapitre 3 est le seul article en format publiable qui n'a pas encore été soumis dans une revue scientifique. Nous souhaiterions ajouter quelques éléments avant de l'envoyer : en l'état actuel, l'histoire présente un groupe d'agriculteurs homogènes. Une des principales améliorations que nous pourrions apporter serait d'ajouter de l'hétérogénéité entre les agriculteurs, en les différenciant selon leur dotation en terre dans un premier temps, puis en ajoutant de l'hétérogénéité sur la qualité de leur sol ou sur leur performance technologique. Cela permettrait de valoriser au mieux le rôle du marché de permis en concentrant les permis sur les agriculteurs les plus "efficaces".

Enfin, le Chapitre 4 a pour objet de mettre en lumière un arbitrage entre deux activités dépendantes d'un même écosystème à partir d'un modèle de conflit d'usage original. Dans cet article, nous essayons de voir quel type d'intervention le régulateur peut mettre en place pour parvenir à un compromis et quel est le rôle des paramètres économiques ou écosystémiques dans le choix de décision. L'apport majeur que nous pourrions faire serait de relâcher l'hypothèse d'absence de coûts de conversion et observer comment ces coûts affectent le bénéfice total des agents et en quoi cela modifie leur comportement de conversion (en suivant Balıkcıoğlu *et al.*, 2011 ou Song *et al.*, 2011 par exemple). Il pourrait également être intéressant de distinguer la conversion selon qu'elle se fasse de zone agricole à zone humide ou de zone humide à zone agricole. Dans le premier cas, il faudrait tenir compte des coûts de restauration ainsi que de la temporalité d'un tel exercice, comme nous l'avons souligné dans le Chapitre 1. Une conversion dans ce sens est plus complexe, plus coûteuse et plus longue, mais l'intérêt social d'une restauration de zone humide peut également jouer en sa faveur, comme nous l'avons vu avec les bénéfices subsidiaires introduits par le régulateur. Dans le second cas, l'agriculteur doit intégrer des coûts de drainage fonction de la surface qu'il souhaite s'approprier et éventuellement des coûts de compensation.

Annexes

I. Impacts de la dégradation de la fonction d'habitat sur les espèces piscicoles

De nombreuses études portant sur les méthodes de pêche mettent en évidence la nécessité d'étendre l'approche traditionnelle basée sur les travaux fondateurs de Gordon (1954) et de Schaefer (1954) vers une approche écosystémique de la pêche (par exemple Akpalu, 2009 ; Wu *et al.* 2009 ; Udumyan *et al.*, 2010). Bien que la plupart des études traite de la surpêche dont sont victimes de nombreux stocks de poissons (voir FAO, 2010), la diminution des stocks provoquée par d'autres facteurs que la pêche, comme la modification ou la destruction de l'habitat, fait l'objet de plus en plus de travaux (Barbier *et al.*, 2002; Salanié *et al.*, 2009; Foley *et al.*, 2010; Shephard *et al.*, 2010). Établir le lien entre la qualité de l'habitat et son impact sur les stocks permet une meilleure appréhension d'une gestion durable de la pêche (Armstrong *et al.*, 2013). Lynne *et al.* (1981), Barbier et Strand (1998), Cheung *et al.* (2009), Foley et Armstrong (2010) et Foley *et al.* (2010) ont présenté des modèles démontrant l'impact de la dégradation de l'habitat sur les stocks de poissons. Ils ont appuyé leur théorie en étudiant les conséquences de la dégradation de la mangrove mexicaine sur les stocks de crevettes (Barbier et Strand, 1998) ainsi que de la dégradation des coraux d'eau froide et l'impact sur les stocks de sébastes à travers une approche par la fonction de production (Foley et Armstrong, 2010; Foley *et al.*, 2010). Cheung *et al.* (2009) ont également montré l'impact d'une modification de la qualité de l'habitat sur les populations de poissons marins à travers plusieurs scénarii de changement climatique. Le Fur (1998) a mis en évidence une corrélation entre les fluctuations de l'environnement et les espèces à partir de l'étude du comportement des populations de sardinelles.

À partir d'un modèle basé sur une approche écosystémique de la pêche, nous soulignons à notre

tour l'importance de l'habitat dans les modèles de pêche. Pour ce faire, nous utilisons une fonction logistique dans laquelle nous considérons l'habitat comme une variable dynamique et nous étudions son impact sur les équilibres du modèle. L'étude de la statique comparative de notre modèle montre une corrélation positive entre la dégradation de l'habitat et la baisse des niveaux de stocks, et, de fait, des niveaux de prélèvement. L'approche par la fonction de production est un moyen efficace pour évaluer les valeurs fonctionnelles associées à l'habitat. Ainsi, nous pouvons comprendre comment la dégradation de l'habitat des espèces pêchées affecte ces dernières et adapter une pêche durable en fonction de la qualité de l'habitat.

L'approche écosystémique de la pêche va au-delà de la gestion traditionnelle proposée par modèle de Gordon-Schaefer qui considère que seul le stock de la ressource est dynamique, la capacité de charge du milieu étant supposée constante. En intégrant les interactions interspécifiques et la qualité de l'habitat, nous nous plaçons dans une approche écosystémique de la pêche durable. Cette démarche intègre les dimensions biologiques, abiotiques et économiques du "système pêche" et "*place les activités humaines au centre de l'écosystème*" (Sommet de Reykjavik, 2002). Les espèces évoluant dans un milieu aquatique sont affectées par la dégradation de la qualité de l'eau ou des végétaux, mais également par l'amenuisement de leur ressource et/ou la présence d'autres espèces. La notion de capacité de charge que nous retenons intègre ces différents aspects. La qualité d'un habitat est appréciée selon l'espèce que nous considérons. Ainsi, il est dit que la capacité de charge augmente lorsque l'environnement tend à être plus approprié pour une espèce (Cheung *et al.*, 2009). Inversement, les changements de qualité de l'habitat qui tendent à s'éloigner des préférences d'une espèce induisent une capacité de charge réduite.

La dimension habitat revêt de plus en plus d'importance dans les travaux scientifiques (Barbier et Strand, 1998; Barbier *et al.*, 2002; Frésard, 2008; Cheung *et al.*, 2009; Udumyan *et al.*, 2010; Foley et Armstrong, 2010; Armstrong *et al.*, 2013). C'est pourquoi nous proposons d'étendre le modèle initial de Gordon-Schaefer en modifiant le paramètre de capacité de charge, désormais fonction de la qualité de l'habitat H . Notre étude permet de mettre en évidence l'impact de la capacité de charge sur les équilibres traditionnellement observés. Dans ce contexte, il semble difficile d'envisager la préservation des espèces sans la protection de leurs habitats.

Fonction logistique et qualité de l'habitat

Nous adoptons une fonction logistique dans laquelle nous introduisons un paramètre de qualité de l'habitat H , modifiant la capacité de charge du milieu K , suivant (Barbier et Strand, 1998). La fonction de croissance de l'espèce pêchée peut être représentée par la fonction logistique suivante :

$$F(x, H) = r_x x \left(1 - \frac{x}{K(H)} \right) \quad (4.15)$$

où x est le niveau de stock de la ressource et r_x son taux de croissance intrinsèque. À l'origine, les biologistes et les agronomes pastoralistes décrivent la capacité de charge comme le nombre maximal d'animaux qu'un territoire donné peut maintenir à l'équilibre. Cette définition très générale est adoptée par la plupart des modèles de pêche considérant une population, c'est-à-dire des individus d'une même espèce vivant sur un même territoire. Nous interprétons le terme d'habitat en considérant que le nombre maximal d'individus dans un milieu limité dépend de la qualité de ce milieu.

Suivant Mouysset *et al.* (2011), nous pourrions également exprimer $K(H)$ comme une fonction linéaire de la qualité de l'habitat, $K(H) = aH + b$, où a est un coefficient pouvant représenter la sensibilité de l'espèce considérée à la qualité de son habitat. Nous associons à H la disponibilité en nourriture, en zones de nourricerie ou de reproduction, la qualité de l'eau *etc.* b est une constante positive qui décrit le caractère général d'un milieu représenté par la surface de la zone d'eau, la température de l'eau, sa salinité, la profondeur de l'habitat, autant de paramètres abiotiques variant peu à court terme de manière naturelle, toutes choses égales par ailleurs. La relation entre l'habitat et la fonction de croissance du stock est supposée positive $\left(\frac{\partial F(x, H)}{\partial H} > 0 \right)$ et essentielle ($F(x, 0) = 0$). La Figure 4.4 illustre l'effet d'une dégradation de l'habitat sur la fonction de croissance d'une population : une diminution de la qualité entraîne une diminution de la capacité de charge du milieu, et donc du niveau d'équilibre stationnaire de la ressource x_{MSY} et du niveau de prélèvement d'équilibre h_{MSY} . Afin de maintenir la ressource à un équilibre stationnaire, le niveau de prélèvement devra demeurer égal au taux de croissance du stock qui diminue à mesure que l'habitat se dégrade.

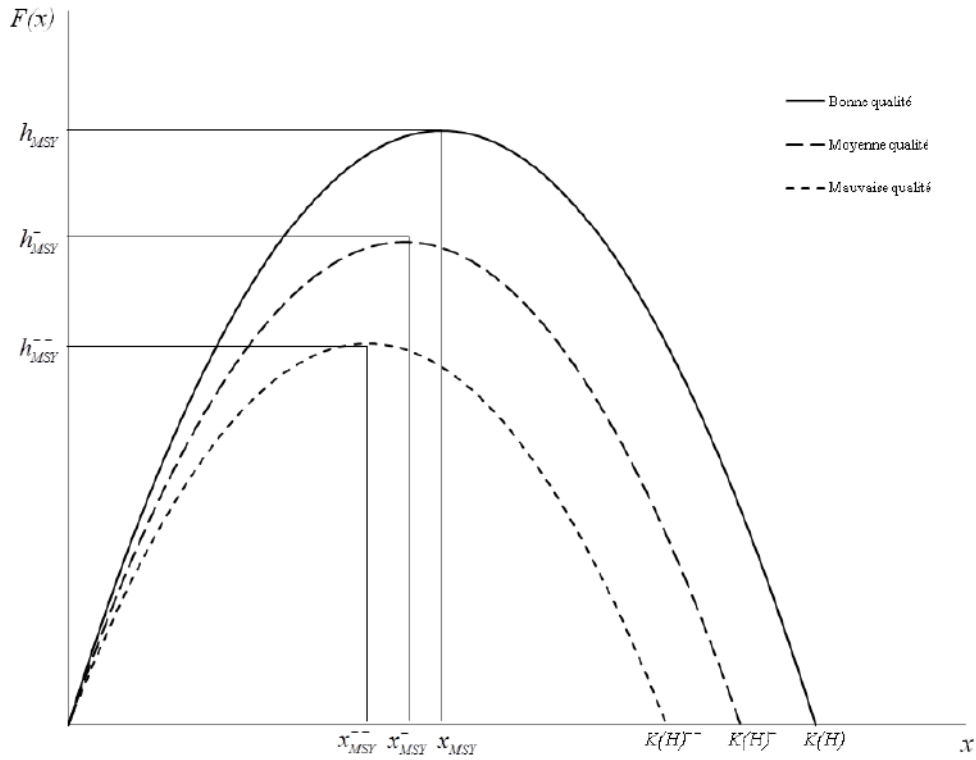


FIGURE 4.4: Impact d'une modification de la qualité de l'habitat $F(x, H)$ (Source : auteur)

L'évolution du stock x est définie par :

$$\dot{x} = F(x, K(H)) - h_x \quad (4.16)$$

où $h(x) = q_x E_x x$ est le niveau de prélèvement, déterminé par le niveau de stock de la ressource x , le niveau d'effort de pêche E_x et le coefficient de capture des poissons q_x .

Le niveau d'équilibre biologique de la ressource, déterminé par $\dot{x} = 0$, est :

$$x^{SS} = K(H) \left(1 - \frac{q_x E_x}{r_x} \right)$$

L'équilibre est caractérisé par un stock de poissons, un niveau d'effort de pêche et une capacité de charge stables dans le temps. À niveau d'effort de pêche constant, le niveau de stock de la ressource à l'équilibre décroît avec la dégradation de l'habitat.

Introduction d'un agent pêcheur

Le profit du pêcheur est déterminé par :

$$\pi(x, E_x) = p_x q_x E_x x - c_x E_x$$

où p_x est le prix unitaire de la ressource et c_x son coût unitaire. Nous déterminons le niveau d'effort de pêche qui maximise le profit du pêcheur sous contrainte de soutenabilité de la ressource :

$$\underset{E_x}{Max} \pi(x^{SS}, E_x)$$

Le niveau d'effort de pêche maximisé, déterminé par $\frac{\partial \pi(x^{SS}, E_x)}{\partial E_x} = 0$, est :

$$E_x^* = \frac{r_x}{2q_x} \left(1 - \frac{x^{OA}}{K(H)} \right) \quad (4.17)$$

où $x^{OA} = \frac{c_x}{p_x q_x}$. Nous exprimons x^* , déterminé par $x^{SS}(E_x^*)$:

$$x^* = \frac{1}{2} (K(H) + x^{OA}) \quad (4.18)$$

L'analyse de la statique comparative montre qu'une dégradation de l'habitat induit une réduction du niveau de stock d'équilibre $\left(\frac{\partial x^*}{\partial K(H)} = \frac{1}{2} > 0 \right)$, du niveau d'effort de pêche d'équilibre $\left(\frac{\partial E_x^*}{\partial K(H)} = \frac{r_x x^{OA}}{2q_x K(H)^2} > 0 \right)$, et, de fait, une diminution du niveau de prélèvement maximum soutenable. En effet, si nous substituons les équations (4.17) et (4.18) dans l'équation de prélèvement, nous obtenons :

$$h_x^* = \frac{r_x}{4} \left(K(H) - \frac{(x^{OA})^2}{K(H)} \right) \quad (4.19)$$

où $\frac{\partial h_x^*}{\partial K(H)} = \frac{r_x}{4} \left(1 - \left(\frac{x^{OA}}{K(H)} \right)^2 \right) > 0$ et où $\frac{\partial^2 h_x^*}{\partial K(H)^2} = \frac{r_x (x^{OA})^2}{2K(H)^3} > 0$ indiquent que le prélèvement est décroissant à taux décroissant avec une variable d'habitat décroissante.

Le résultat que nous trouvons est intuitif : un déclin de la qualité de l'habitat engendre une réduction du niveau de prélèvement à l'état stationnaire ainsi que des niveaux de profits. En effet, nous observons qu'une dégradation de l'habitat engendre une réduction du niveau de prélèvement d'équilibre. Les ob-

Annexes

servations menées sur l'impact de la dégradation de l'habitat sur les niveaux de prélèvement, et donc de profits, mettent en évidence l'importance de prendre en compte la qualité de l'habitat de la ressource.

II. L'espèce emblématique de l'estuaire : l'anguille européenne

L'anguille européenne *anguilla anguilla* est une espèce migratrice dite amphihaline thalassotoque, c'est-à-dire qu'elle est capable de vivre en eau douce comme en mer. Elle est également ubiquiste : elle colonise l'ensemble des compartiments du bassin versant, de l'estuaire aux zones fluviales situées en amont (Mounaix et Fontenelle, 1994). Le cycle biologique de l'anguille est complexe et très long : l'anguille fraie dans la mer des Sargasses au large des Antilles pour se reproduire puis ses alevins se laissent porter par les courants marins (Gulf Stream) de part en part de l'Atlantique pour trouver refuge dans les eaux terrestres européennes et nord-africaines. La migration est une période qui dure de deux à trois ans (7 500 km) et qui permet aux alevins de se transformer en civelles de 45 mm en moyenne en arrivant sur les côtes. Elles se laissent porter par le courant puis se métamorphosent en anguille transparente évoluant dans les terres. Elles se transforment ensuite en anguille jaune dans les eaux douces puis enfin en anguille argentée. À ce dernier stade, les anguilles acquièrent un certain nombre de caractéristiques morphologiques et physiologiques qui vont leur permettre d'entreprendre la migration de reproduction vers la mer des Sargasses avant de mourir. L'évolution de civelle à anguille argentée dure de 5 à 18 ans selon le sexe (Elie et Rochard, 1994; Daverat *et al.*, 2004; Ottolenghi *et al.*, 2004; Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2007; Onema, 2010b).

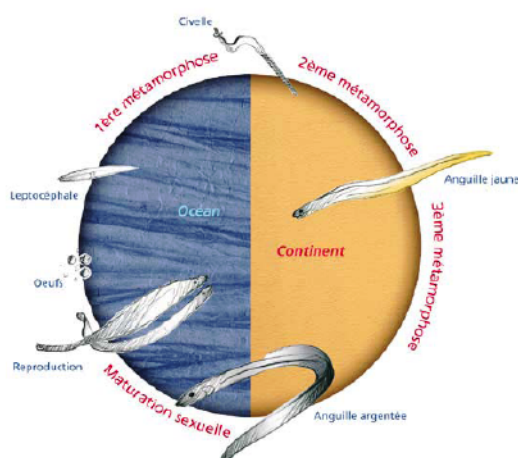


FIGURE 4.5: Cycle de vie de l'anguille européenne (Source : Dekker, 2000)

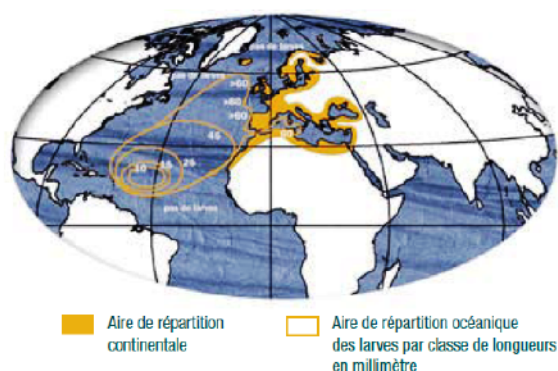


FIGURE 4.6: Distribution géographique des sites biologiques de l’anguille européenne (Source : Onema, 2010b)

Considérée comme nuisible jusqu’en 1984 en France, l’anguille européenne, qui représentait encore récemment plus de 50% de la biomasse des marais atlantiques littoraux (Baisez et Laffaille, 2005), est aujourd’hui sur le liste rouge des espèces menacées. Si le statut de cette espèce est encore mal connu, tous les experts s’accordent à dire que les stocks d’anguilles européennes se dégradent depuis les années 1980. C’est à tous les niveaux de décisions que l’anguille européenne fait l’objet de préoccupations. En effet, la situation alarmante de l’état de sa population et l’intérêt halieutique, écologique et patrimonial que cette espèce représente soulèvent les attentions aux niveaux local, régional, national et européen. Au niveau européen, le GRISAM (Groupe d’Intérêt Scientifique sur les Espèces Amphihalines) classe cette espèce parmi les plus menacées, tout comme le CIEM (Comité International pour l’Exploration de la Mer) qui constate un fort déclin de l’espèce et une position biologique en deçà des limites de sécurité biologique recommandées. S’ajoute à l’effet de la pêche (97% des anguilles argentées meurent à cause de la pêche) et des obstacles, qui provoquent une chute du nombre d’anguilles (1 femelle sur 700 parvient à se rendre à la mer), une forte baisse du nombre de civelles arrivant sur nos côtes depuis le début des années 1980 (baisse de 8% par an depuis 1980, soit une division par 10 du nombre d’individus en 2007) (Commission des Communautés Européennes, 2003). Malgré cette chute dans les stocks, la pêche à la civelle reste une activité socio-économique de première importance. D’après une étude de Castelnaud *et al.* (1994), l’anguille était placée au deuxième rang en valeur des productions du Golfe de Gascogne en 1989.

La complexité du cycle biologique de l’anguille implique que sa survie dépende des conditions qui prévalent dans un large éventail d’habitats, notamment sur les plates-formes continentales et les eaux intérieures (Ministère de l’agriculture et de la pêche, 2007). Les changements environnementaux globaux,

II. L'espèce emblématique de l'estuaire : l'anguille européenne

qui se traduisent dans le climat et la courantologie, l'altération de la qualité de l'eau et les pathologies dont souffrent les anguilles (parasitisme, virologie ...) ne peuvent expliquer à eux seuls le déclin de l'espèce (Onema, 2010b). Les facteurs anthropiques agissent à tous les niveaux de développement de l'espèce : les civelles sont victimes d'une surpêche du fait de leur forte valeur économique, les anguilles jaunes sont particulièrement sensibles à la perte d'habitats et à leur inaccessibilité et les anguilles argentées sont victimes des turbines des centrales hydroélectrique lors de leur migration de dévalaison. D'une manière générale, les obstacles présents sur les cours d'eau constituent le principal facteur de la régression de toutes les espèces migratrices (Porcher et Travade, 1992). Ces barrages ont deux conséquences potentielles sur les populations d'anguilles : ils restreignent l'accès à l'habitat en amont et causent des mortalités dans les turbines lors de la migration de dévalaison.

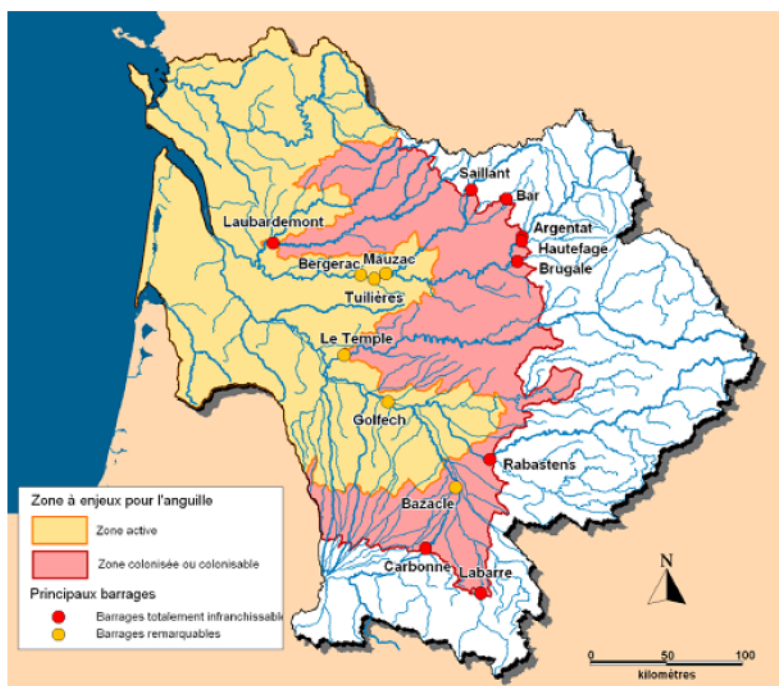


FIGURE 4.7: Carte du bassin Garonne Dordogne Charente Seudre Leyre, représentant la zone active (présence avérée d'anguille de moins de 30 cm) et la zone colonisée (Source : Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2007)

Le Plan de Gestion Anguille délimite le "bassin versant anguille" sur 60 107 km², soit 75% du bassin. La Figure 4.7 présente la zone à enjeux pour l'espèce anguille européenne et situe les barrages les plus importants et les moins franchissables du bassin. Dans une optique biologique, Porcher et Travade (1992) expliquent l'importance de la libre circulation pour la survie des espèces aquatiques : les populations de

poissons, migratrices ou non, dépendent des caractéristiques biologiques des milieux aquatiques fréquentés. Cette dépendance est exacerbée chez les migrateurs car chaque milieu fréquenté correspond à une phase biologique du cycle de vie de l'espèce. La circulation entre les milieux est indispensable au bon déroulement de ce cycle biologique, ceci d'autant plus que l'anguille est l'une des espèces occupant la plus grande diversité d'habitats au sein du territoire français (Baisez et Laffaille, 2005). Des mesures d'urgence sont donc préconisées, tant au niveau européen qu'au niveau national où le COGEPOMI engage des mesures de gestion au niveau des différents bassins fluviaux ainsi que le plan de gestion français, qui s'inscrit dans l'optique européenne de sauvegarde de l'espèce. L'anguille est une espèce présente sur l'ensemble du continent européen, il faut aborder son cas sous l'angle communautaire de manière à rendre les actions les plus efficaces possibles. C'est pourquoi le Conseil des ministres de l'Union Européenne a adopté en 2007 le règlement européen R(CE) n°1100 /2007 qui fixe un objectif d'augmentation de la biomasse de géniteurs sur le long terme (Onema, 2010a). Dans le cadre de l'application de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques, au titre de l'article L214-17 du code de l'Environnement, le SDAGE Adour Garonne retient une liste de cours d'eau représentant un enjeu pour les migrateurs. En cohérence avec cette démarche, et afin de définir cette liste de cours d'eau à enjeu, le COGEPOMI a également adopté une carte des cours d'eau spécifiques à l'anguille dans son plan de gestion des poissons migrateurs 2008-2012.

Dans le cadre de ses travaux de mémoire, Garandeau (2012) a élaboré un schéma (Figure 4.8) représentant l'imbrication des différentes lois et programmes sur les zones humides et les espèces du niveau européen jusqu'au niveau local. Ce schéma permet de comprendre la multiplicité des enjeux et problématiques liées aux zones humides et aux cours d'eau ainsi que l'interaction entre de nombreux acteurs qui collaborent afin de planifier et mettre en œuvre les actions nécessaires à la reconquête du bon état écologique des cours d'eau et de la préservation de l'anguille européenne. Le niveau réglementaire le plus haut est l'Europe : elle soutient les projets liés à l'eau dans une perspective de prévention des risques environnementaux. L'État intervient ensuite au travers de la DREAL, qui pilote les politiques de développement durable, la DDT et la DDTM pour mettre en œuvre des politiques publiques d'aménagement et de développement durable des territoires et des mers. Au niveau du bassin, ce sont les comités de bassins et les SIBV qui regroupent les communes situées autour d'un même cours d'eau pour élaborer une gestion commune et qui gèrent la partie financière. Enfin, au niveau local, les collectivités territoriales

II. L'espèce emblématique de l'estuaire : l'anguille européenne

et les acteurs économiques agissent en adoptant des politiques de gestion quantitative et qualitative de la ressource et de préservation du patrimoine aquatique.

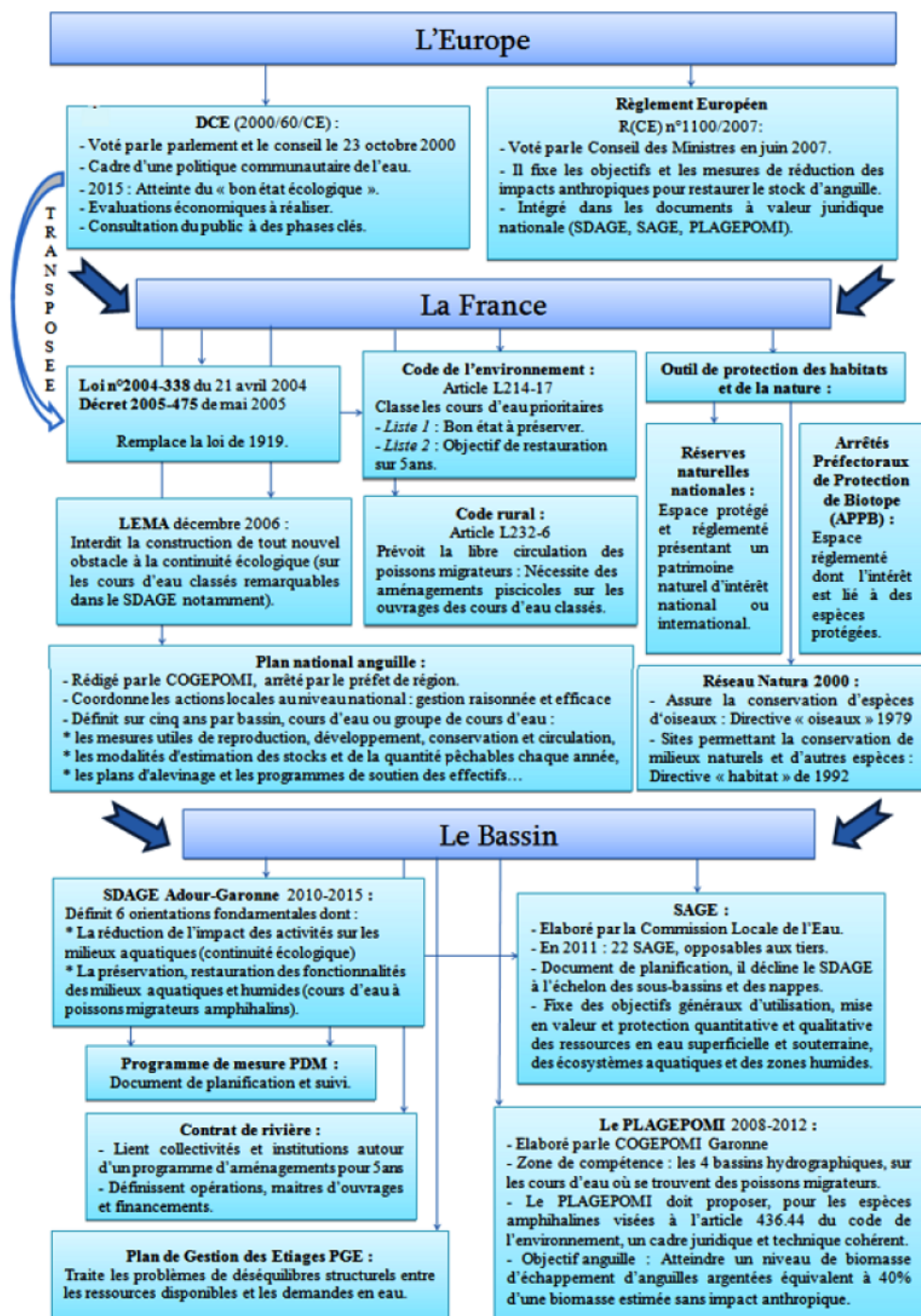


FIGURE 4.8: Millefeuille réglementaire (Source : Garandeau, 2012)

L'entrave à la circulation, les pollutions, la disparition des zones d'habitats, la surpêche sont autant de

Annexes

causes qui provoquent la diminution des stocks et/ou leur difficulté à se développer (Feunteun, 2002). Parmi ces causes, nous nous intéressons principalement aux entraves à la circulation, tels les barrages, les portes à flot, les moulins (*etc.*) ainsi qu'à la dégradation et perte des habitats de l'anguille.

III. Les obstacles à la migration

La présence d'ouvrages le long des cours d'eau représente un obstacle majeur pour les anguilles. Les plans de gestion en faveur de la préservation de l'espèce soulignent le caractère primordial de l'aménagement des ouvrages en eau afin de permettre le rétablissement de la continuité écologique des cours d'eau.

Plusieurs solutions sont envisageables pour faciliter le franchissement des obstacles par les anguilles (MIGADO, 2008b; Onema, 2010b) :

L'effacement de l'ouvrage est la seule mesure qui permette une restauration écologique intégrale et qui rétablisse la continuité écologique d'un cours d'eau.

La gestion "optimisée" de l'ouvrage par manœuvre de vannes.

L'aménagement de dispositifs de franchissement :

Prébarrages : succession de plusieurs petits seuils en béton ou en enrochements jointés créant, à l'aval de l'obstacle, des bassins qui fractionnent la chute à franchir. Dispositif intéressant pour les seuils de tailles modérées.



FIGURE 4.9: Exemple de prébarrage (Source : MIGADO, 2008b)

Enrochements et rampes en enrochement : proposés au niveau de faibles hauteurs de chute, ce dispositif est souvent moins coûteux que des passes à ralentisseurs ou à bassins. Le principe consiste à augmenter la distance de dénivellation de manière à réduire la chute d'eau et les vitesses de courants. Solution efficace pour les anguilles mais moins pour les saumons et truites.



FIGURE 4.10: Exemple d'enrochement (Source : MIGADO, 2008b)

Passes à ralentisseurs : canal rectiligne fortement incliné (10% à 20% pour les espèces les plus "sportives" comme le saumon) dans lequel sont disposés des ralentisseurs destinés à réduire les vitesses d'écoulement. Ce type de passe est relativement sélectif car ne convient qu'aux espèces ayant de bonnes capacités natatoires.



FIGURE 4.11: Exemple de passe à ralentisseurs (Source : MIGADO, 2008b)

Passes à bassins : Division de la hauteur à franchir en plusieurs chutes de faible hauteur par une série de bassins. Le passage de l'eau d'un bassin à l'autre se fait au niveau de déversoirs ou de fentes verticales. Ce dispositif n'est pas adapté aux anguilles car elles ne peuvent pas faire face à de forts courants, c'est pourquoi ils sont souvent couplés avec une passe à anguilles sur un même site.



FIGURE 4.12: Exemple de passe à bassins (Source : MIGADO, 2008b)

Passes spécifiques à anguilles : Aménagement qui permet la montaison des anguilles par reptation grâce à des rampes humides dotées de substrat plots bétons ou de brosses. L'humidité de l'ouvrage est à surveiller (trop ou pas assez). Ce dispositif n'est pas excessivement coûteux mais l'entretien est lourd et l'obsolescence rapide (à renouveler au bout de 10 ans).

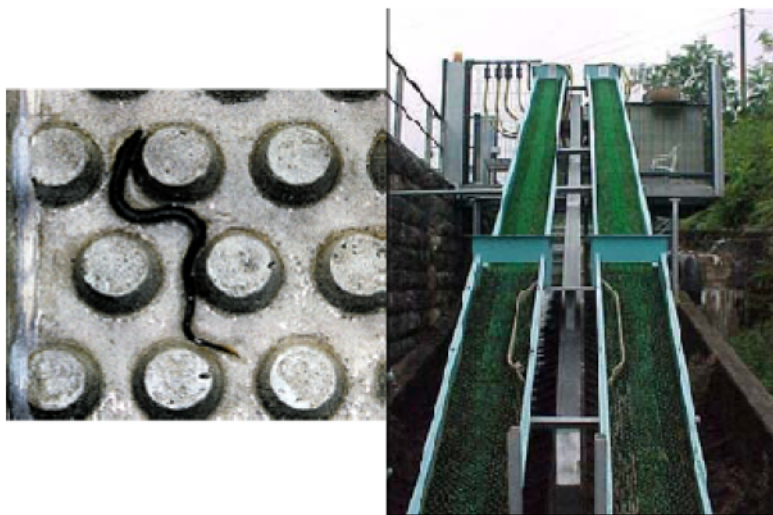


FIGURE 4.13: Exemple de passes à anguilles avec substrat plots bétons (gauche) et substrat brosses (droite) (Source : MIGADO, 2008b)

L'utilisation d'un tableau de comparaison des différents aménagements d'ouvrages en fonction de leur niveau de coût, leur entretien et l'efficacité biologique permet de mieux comprendre l'efficacité relative

de chaque action.

Solutions techniques		Niveau de coût	Entretien	Sélectivité piscicole
Démantèlement de l'ouvrage		+		
Gestion de l'ouvrage		+	++	+ à +++
Aménagements	Prébarrages	++	+ à ++	+ à ++
	Rampes en enrochements	++	+ à ++	+ à +++
	Rivières de contournement	+++	+ à ++	+
	Passes à Bassins	+++	+++	+ à ++
	Passes à ralentisseurs	++	+++	++ à +++
Passes spécifiques à anguilles	Plots bétons	+	++	+++
	Brosses	+	+++	+++

TABLE 4.2: Rapport coût/efficacité biologique (Source : MIGADO, 2008b)

Nous constatons aisément le caractère biologiquement optimal du démantèlement des ouvrages car cette solution garantie une sélectivité piscicole nulle et s'opère à moindre coût. D'un point de vue pratique, cette solution n'est cependant pas toujours réalisable au vu des enjeux économiques sous-jacents. Pour rendre compte de l'efficacité biologique et économique de chaque type d'aménagement, il faudrait disposer de l'ensemble des coûts supportés lors de chaque intervention et élaborer une grille générale des coûts des aménagements d'ouvrages. Comme l'explique Porcher (1992) dans son étude sur les passes à anguilles, les aménagements doivent tenir compte des particularités biologiques des anguilles, notamment de leur faible capacité natatoire et doivent s'adapter aux stades d'évolution de l'espèce. En effet, lors de la progression de l'anguille vers l'amont (phase civelle), les individus se comptent par millions, il faut donc adapter l'aménagement et l'apprêter à recevoir une quantité très importante d'individus en peu de temps (d'avril à septembre). Du fait de ses faibles capacités de nage, l'anguille pourra se trouver coincée là où d'autres espèces pourront franchir l'obstacle : certains obstacles de faible hauteur leurs sont infranchissables, un courant modéré les empêchera de passer dans des buses ou déversoirs et les ouvrages lisses, homogènes, avec forte pente, avec écoulement rapide ou avec chute les pénalisera fortement (Porcher, 1992; Legault, 1992; Baisez et Laffaille, 2005; Legault, 1988).

S'ajoute aux particularités biologiques des anguilles la diversité d'obstacles existants le long des cours d'eau (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2007) :

- Obstacles à la colonisation, qui retardent la migration des civelles, rendent certains habitats inac-

cessibles et provoquent des mortalités directe et indirecte des individus.

- Obstacles à la dévalaison, où la présence de nombreuses turbines dans les parties amont et aval du territoire provoque une forte mortalité.
- Pompages de type centre nucléaire ou de type agricole ayant un impact direct ou indirect sur la population : 15% des civelles sont entrainées dans le système de pompage de la centrale du Blayais d'après une étude menée en 1994/1995.

Les espèces migratrices sont également victimes des ouvrages de protection à la mer. La principale fonction des portes à flot étant de limiter l'entrée des eaux de l'estuaire à marée haute par une fermeture automatique des portes avec le flot (marée montante), ces ouvrages contrôlent l'accès à 96% des habitats en amont. Le rétablissement de la libre circulation au niveau de ces obstacles se traduirait par la reconquête immédiate de 37% du linéaire total avec la colonisation possible d'importantes zones de marais (MIGADO, 2008a).

Pour éviter le blocage des migrateurs aux portes des ouvrages de protection à la mer, il faut procéder à des admissions d'eau de l'estuaire. Pour garantir un maximum d'efficacité de migration, il faudrait que ces ouvrages restent le plus longtemps ouverts pendant le flot, et ce principalement de novembre à avril/mai lors de la deuxième partie du flot jusqu'à la pleine mer (MIGADO, 2008a).



FIGURE 4.14: Principaux ouvrages de protection à la mer (Source : MIGADO, 2008b)

Le problème posé par ces ouvrages est qu'ils se ferment à marée haute. Or, les civelles arrivent dans l'estuaire en se laissant porter par le courant du fait de l'absence de comportement de nage active. Les civelles, mais également les juvéniles d'autres espèces, ne peuvent donc coloniser les bassins versants que lorsque les portes à flots sont ouvertes à marée montante. Tout comme avec les ouvrages présents le long des cours d'eau, il existe des solutions d'aménagement :

Installation de cales portes : Solution la plus simple. Complètement autonome, elle ne nécessite aucune intervention et permet un passage continu des individus puisque les portes restent ouvertes tout le temps. La dimension des cales varie selon le volume que nous voulons faire entrer dans le marais en amont et selon les caractéristiques du secteur. Cette solution est, de plus, très peu coûteuse (80 € par cale avec tirefond ; 2 cales par site).



FIGURE 4.15: Cales portes (Source : MIGADO, 2008b)

Gestion et installation de raidisseurs : ce sont des systèmes à ressort qui ralentissent la fermeture des ouvrages de protection à la mer et permettent la migration des espèces sans impacter les zones en amont. La gestion des raidisseurs est variable selon les besoins (inondation en hiver pour l'activité de chasse à la tonne ; remplissage des canaux en été pour l'élevage). Ce système est pérenne et ne nécessite que deux interventions par an s'il y a un besoin de réglage. Plus coûteux, ce système est biologiquement efficace et permet une gestion adaptée des zones en amont (3 000 € par raidisseur, 2 par site).

Installation et manœuvre de vantelles : les vantelles sont calées à une certaine hauteur pour permettre l'entrée d'eau à partir de certains coefficients. L'ouverture des vantelles est plus ou moins grande selon le risque d'inondation et le besoin en eau. Ce système, qui permet la migration des espèces sans impacter les zones en amont, nécessite toutefois une intervention régulière. De coût quasi-nul, cet aménagement est souvent déjà présent sur les ouvrages de protection à la mer.

IV. Cours d'eau de l'estuaire : obstacles et coûts estimés

Les figures ci-dessous présentent de manière détaillée le calcul des coûts d'aménagement des ouvrages présents le long des cours d'eau. Après identification des obstacles⁵ le long des 10 cours d'eau du grand Ouest estuarien, de leur franchissabilité par l'anguille européenne ainsi que de la typologie de l'ouvrage, nous avons estimé les coûts d'entretien moyens par an et les coûts d'aménagements moyens. Le coût total d'aménagement d'un obstacle comprend le coût d'aménagement (c'est-à-dire l'investissement réalisé pour le rendre franchissable par l'anguille), le coût d'entretien annuel ainsi que le coût moyen de l'étude. Ce dernier coût est la moyenne utilisée par MIGADO (2008b) pour ses estimations globales et peut osciller entre 630 € (coûts des études menées sur le Ciron par Garandeau, 2012) et 8 000 € (coût des études sur des ouvrages hydroélectriques). Le coût moyen de l'étude des obstacles du Chenal du Gua est différent de celui des autres cours d'eau car nous disposons de davantage de données sur ce cours d'eau. Le coût moyen est basé sur les moyennes de coûts observées pour chaque type d'ouvrage.

Cours d'eau	Obstacle	Typologie	Franchissabilité	Solution	Coût d'entretien moyen (/an)	Coût moy. d'aménagt	Coût moyen de l'étude	Coût total
Chenal du Gua								
	<i>Porte à flots</i>	Porte à flot	DF	vantelles	130 €	3 500 €	2 250 €	5 880 €
	<i>Vannes du pont des paysans</i>	Vanne	DF	passe brosse	9 360 €	29 700 €	2 250 €	41 310 €
	<i>Vannes du pont de la Brède</i>	Vanne	DF	passe brosse	9 360 €	43 200 €	2 250 €	54 810 €
	<i>Pont Bumet</i>	Batardeau	DF	démantèlement	- €	4 000 €	2 250 €	6 250 €
Chenal du Guy								
	<i>Portes à flots</i>	Porte à flot	DF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Vannes de la Verdotte</i>	Vanne	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	<i>Vannes du Pointon</i>	Vanne	DF	gestion des vannes	780 €	- €	2 000 €	2 780 €
<i>Jalle de Lhermeau</i>	<i>Pont D202</i>	Seuil	F					
<i>La Maillarde</i>	<i>Pont Bassot gare</i>	Seuil	F					
	<i>Pont de la Cascade</i>	Seuil	F					
					29 770 €	85 850 €	15 000 €	130 620 €

5. Les obstacles et leur position le long des cours d'eau de l'estuaire ainsi que leur franchissabilité par l'anguille, le flet, le mulot, la lamproie marine et la lamproie fluviatile est disponible dans MIGADO (2008a).

Annexes

Cours d'eau	Obstacle	Typologie	Franchissabilité	Solution	Coût moy. d'entr. (/an)	Coût moy. d'aménagt	Coût moy. de l'étude	Coût total
Chenal du Milieu								
	<i>Clapets</i>	Clapets	TDF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Vannes amont chemin de fer</i>	Vanne	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
Jalle du Sud								
	<i>Portes à flots</i>	Porte à flot	DF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Vannes de Mouralet</i>	Vanne	DF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
La Berle								
	<i>Pont N215</i>	Seuil	F					
	<i>Moulin de Saussac</i>	Moulin	TDF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	<i>Moulin du Drap</i>	Moulin	F					
	<i>Seuil Bernos</i>	Seuil	F					
	<i>Pont de Sénajou</i>	Seuil	F					
Chenal de Calupeyre								
	<i>Portes à flots 1</i>	Porte à flot	DF	cales ou clapets	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
	<i>Portes à flots 2</i>	Porte à flot	DF	cales ou clapets	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
	<i>Seuil de la Motte Blaque</i>	Seuil	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	<i>Vanne aval Moulin du Batan</i>	Vanne	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	<i>Moulin du Batan</i>	Moulin	TDF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Moulin du Gouat</i>	Moulin	TDF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
Jalle de Lhorte								
	<i>Portes à flots</i>	Porte à flot	DF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Vannes de la tour Carnet</i>	Vanne	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	<i>Pelles de Saint-Jean</i>	Vanne	F					
Jalle du Breuil								
	<i>Clapets du Lazaret</i>	Clapet	TDF	cales ou clapets	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
	<i>Ancien Seuil aval du château du Breuil</i>	Seuil	F					
	<i>Seuil du château du Breuil</i>	Dessableur	DF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	<i>Radier du pont de la D104</i>	Seuil	F					
	<i>Moulin de Lamothe</i>	Moulin	TDF	passe brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
Jalle du Cartillon								
	<i>Portes à flots</i>	Porte à flot	DF	cales ou clapets	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
	<i>Pont D2</i>	Seuil	F					
					79 300 €	50 400 €	34 000 €	163 700 €

IV. Cours d'eau de l'estuaire : obstacles et coûts estimés

Cours d'eau	Obstacle	Typologie	Franchis-sabilité	Solution	Coût moy. d'entr. (/an)	Coût moy. d'aménagt	Coût moy. de l'étude	Coût total
Jalle de Castelneau								
	Portes à flot	Porte à flot	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Pont de la D2	Seuil	F					
	Vanne dessableur de la Tiquetorte	Vanne	TDF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Moulin de Tiquetorte	Moulin						
	Moulin de Barreau	Moulin	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Moulin de Saint Genès	Moulin	F					
	Domaine le Sablonat	Moulin	?	démantelement	- €	8 000 €	2 000 €	10 000 €
	Moulin de Batan	Moulin	F					
	Moulin de Sarnac	Moulin	TDF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Prise d'eau Moulin de Landiran	Moulin	F					
	Moulin de Landiran	Moulin	DF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
	Pelle de Castelneau	Vanne	DF	gestion des vannes	780 €	- €	2 000 €	2 780 €
	Ancien Moulin L'Isle	Moulin	F					
La Maqueline								
	Portes à flots 1	Porte à flot	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Portes à flots 2	Porte à flot	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Portes à flots 3	Porte à flot	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Vannes marais de Labarde	Vanne	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
La Laurina								
	Vanne du Château d'Angludet	Vanne	F					
	Seuil du pont de la Mouline	Seuil	F					
	Seuil château d'Arsac	Seuil	TDF	rampe à enrochement	780 €	2 000 €	2 000 €	4 780 €
Canal de Despartins								
	Portes à flots	Porte à flot	DF	cales ou clapets	130 €	3 200 €	2 000 €	5 330 €
	Moulin de Cante Loup	Moulin	TDF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
	Pelles du Château de Malleret	Vanne	DF	passer brosse	9 360 €	3 450 €	2 000 €	14 810 €
Jalle de Ludon								
	Moulin de L'Etu	Moulin	DF	démantelement	- €	8 000 €	2 000 €	10 000 €
	Pont de Bertranot	Seuil	F					
	Pont Génissan	Seuil	F					
	Pont D208	Seuil	F					
Rau de l'Artigue								
	Pont D1	Seuil	F					
	Pont le Reyche	Seuil	F					
	Pont Bidouet	Seuil	F					
Pont Bidouet 2								
					105 430 €	61 150 €	26 000 €	200 580 €

V. Aide au financement des aménagements d'ouvrages

Les propriétaires des ouvrages en eau ne peuvent supporter seuls les coûts d'aménagements des ouvrages, souvent élevés. Ils peuvent cependant demander la participation du secteur public. L'anguille faisant l'objet de nombreux programmes de protection et de réhabilitation au niveau européen, il est possible d'obtenir une contribution de l'Union Européenne à travers le FEDER, le FEP ou le FEOGA. Le propriétaire de l'ouvrage sera également soutenu financièrement par l'Agence de l'Eau, la Région et le Conseil Général.

L'Agence de l'Eau Adour-Garonne, dans son 10ème programme pluriannuel d'intervention (2013-2018), s'est fixé pour objectif de favoriser les connexions entre les eaux de surfaces et souterraines, les connexions latérales et la circulation des espèces aquatiques, de l'eau et des matériaux solides. Dans le cadre de la libre circulation piscicole, l'Agence subventionne les passes à poissons à la montaison et les goulottes de dévalaison à hauteur de 30% s'il s'agit d'une opération isolée, et jusqu'à 60% lors d'opérations dites "coordonnées" (cas où plusieurs maîtres d'ouvrages d'obstacles se regroupent pour réaliser les ouvrages de franchissement et ouvrir des linéaires de cours d'eau importants). Les objectifs de restauration de la continuité écologique et sédimentaire du cours d'eau, de reconquête et/ou maintien d'une bonne qualité écologique, de préservation des espèces et de leurs habitats et du recouvrement du fonctionnement naturel sont également partagés par le Conseil Général. Les aides financières du Conseil Général s'adaptent au programme de l'Agence de l'Eau. Les collectivités territoriales, départements et régions, ainsi que les établissements publics ou groupements qui les fédèrent apportent une contribution complémentaire, fonction de leurs orientations propres. Le Conseil Général, l'Agence de l'Eau, la Région et l'Europe participent au financement de l'animation, des études et des travaux, à hauteur de 80% du montant total de l'action (HT). L'action isolée de l'aménagement ou non, le type d'ouvrage et le type d'aménagement réalisé sont autant d'éléments pris en compte dans l'attribution du taux d'aide par les différents acteurs. Par exemple, l'arasement ou l'effacement d'un ouvrage sera subventionné à hauteur de 80% par l'Agence de l'Eau, quelque soit la situation administrative de l'ouvrage. L'équipement de contrôle ainsi que les aménagements permettant la franchissabilité piscicole sont aidés à 40% par l'Agence de l'Eau si l'ouvrage se trouve sur un cours d'eau classé liste 2, cette subvention pouvant être bonifiée à 60%.

Bibliographie

- ABBADIE, L., AMIGUES, J.-P., BENZADA, K., BILLET, P., CAMPROUX-DUFFRÈNE, M.-P., COUVET, D., CRAMER, W., DOUSSAN, I., FIGUIÈRES, C., GAILLARD, E., HERVÉ-FOURNEREAU, N., LANGLAIS, A., LECOCQ, F., LOREAU, M., MALJEAN-DUBOIS, S., MARTINET, V., MICHELOT, A., MORLON, H., PINAY, G., RAGOT, L., SALANIÉ, F., SALLES, J.-M. et SCHUBERT, K. (2015). Prospective droit, écologie et économie de la biodiversité. Rapport technique, Prospective du CNRS.
- ABLE, K. W. (2005). A re-examination of fish estuarine dependence : evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64(1):5–17.
- AKPALU, W. (2009). Economics of biodiversity and sustainable fisheries management. *Ecological Economics*, 68(10):2729–2733.
- ALBERT, F., LAURONCE, V. et SAVASTANO, R. (2007). Sage "estuaire de la gironde et milieux associés". étude des potentialités piscicoles des affluents de l'estuaire : cas des migrateurs amphihalins (anguilles européennes, lamproies marines et fluviatiles, mulets et flets). Rapport technique, Rapport intermédiaire.
- AOUBID, S. et GAUBERT, H. (2010). Evaluation économique des services rendus par les zones humides. Rapport technique.
- ARMSTRONG, C. W., FOLEY, N. et KAHUI, V. (2013). Habitat-fisheries interactions and management—the case of redfish fisheries and cold water coral in iceland. *Working paper*.
- ARONSON, J., CLEWELL, A. F., BLIGNAUT, J. N. et MILTON, S. J. (2006). Ecological restoration : A new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation*, 14(3):135–139.
- BAISEZ, A. et LAFFAILLE, P. (2005). Un outil d'aide à la gestion de l'anguille : Le tableau de bord anguille du bassin loire. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (378-379):115–130.
- BALIKCIOGLU, M., FACKLER, P. L. et PINDYCK, R. S. (2011). Solving optimal timing problems in environmental economics. *Resource and Energy Economics*, 33(3):761–768.
- BARBIER, E. B. (1993). Sustainable use of wetlands. valuing tropical wetland benefits : economic methodologies and applications. *Geographical Journal*, 159(1):22–32.
- BARBIER, E. B. (2000). Valuing the environment as input : review of applications to mangrove-fishery linkages. *Ecological Economics*, 35(1):47–61.
- BARBIER, E. B. (2003). Habitat–fishery linkages and mangrove loss in thailand. *Contemporary Economic Policy*, 21(1):59–77.
- BARBIER, E. B., ACREMAN, M. et KNOWLER, D. (1997). Economic valuation of wetlands : a guide for policy makers and planners. Ramsar Convention Bureau Gland.
- BARBIER, E. B. et STRAND, I. (1998). Valuing mangrove-fishery linkages—a case study of campeche, mexico. *Environmental and Resource Economics*, 12(2):151–166.

Bibliographie

- BARBIER, E. B., STRAND, I. et SATHIRATHAI, S. (2002). Do open access conditions affect the valuation of an externality ? estimating the welfare effects of mangrove-fishery linkages in thailand. *Environmental and Resource Economics*, 21(4):343–365.
- BARNAUD, G. et COÏC, B. (2010). Mesures compensatoires et correctives liées à la destruction des zones humides : Revue bibliographique et analyse critique des méthodes. Rapport technique, Convention ONEMA–MNHN.
- BARNAUD, G. et FUSTEC, É. (2007). *Conserver les milieux humides : pourquoi ? comment ?* Educagri editions.
- BAS, A., GASTINEAU, P., HAY, J. et LEVREL, H. (2013). Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental. *Revue d'économie politique*, 123(1):127–157.
- BINGHAM, G., BISHOP, R., BRODY, M., BROMLEY, D., CLARK, E. T., COOPER, W., COSTANZA, R., HALE, T., HAYDEN, G., KELLERT, S. *et al.* (1995). Issues in ecosystem valuation : improving information for decision making. *Ecological economics*, 14(2):73–90.
- BOMMELAER, O. et DEVAUX, J. (2011). Coûts des principales pollutions agricoles de l'eau. Rapport technique, Commissariat Général au Développement Durable, Etudes & Documents n°52.
- BONTEMS, P. et ROTILLON, G. (2010). *L'économie de l'environnement*. La Découverte.
- BOUCAULT, J., BAISEZ, A. et LAFFAILLE, P. (2008). Guide de bon usage des ouvrages sur le bassin de la loire. Rapport technique.
- BOURDIN, M. (2009). Rapport d'information fait au nom de la délégation pour la planification sur l'évaluation des politiques publiques concernant les zones humides. *Session ordinaire de 2008-2009 n°554 - Sénat*.
- BOURNOT, A. (2007). *Approche économique du partage des usages d'un actif multifonctions : Le cas de l'Estuaire de la Gironde*. Thèse de doctorat, Université Bordeaux IV.
- BRADSHAW, A. D. (1996). Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(S1):3–9.
- BRAHIC, É. et TERREAUX, J.-P. (2009). *Evaluation économique de la biodiversité : Méthodes et exemples pour les forêts tempérées*. Edition Quae.
- BRANDER, L. M., FLORAX, R. J. et VERMAAT, J. E. (2006). The empirics of wetland valuation : a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, 33(2):223–250.
- BURGIN, S. (2010). "mitigation banks" for wetland conservation : a major success or an unmitigated disaster ? *Wetlands Ecology and Management*, 18(1):49–55.
- BYSTRÖM, O., ANDERSSON, H. et GREN, I.-M. (2000). Economic criteria for using wetlands as nitrogen sinks under uncertainty. *Ecological Economics*, 35(1):35 – 45.
- CASON, T. N., GANGADHARAN, L. et DUKE, C. (2003). A laboratory study of auctions for reducing non-point source pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46(3):446–471.

- CASTELNAUD, G., GUERALT, D., DESAUNAY, Y. et ELIE, P. (1994). Production et abondance de la civelle en France au début des années 90. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (335):263–287.
- CHEUNG, W. W., LAM, V. W., SARMIENTO, J. L., KEARNEY, K., WATSON, R. et PAULY, D. (2009). Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10(3):235–251.
- CHICHILNISKY, G. et HEAL, G. (1998). Economic returns from the biosphere. *Nature*, pages 629–630.
- CHOBLET, C. et MASLIANSKAIA-PAUTREL, M. (2009). Les zones humides de l'estuaire de la Loire : état des principales fonctions environnementales et des méthodes d'évaluation économique associées. In DESPRÈS, L., éditeur : *L'estuaire de la Loire, un territoire en développement durable ?* Presses universitaires de Rennes.
- CHOPRA, K., ADHIKARI, S. K. et al. (2004). Environment development linkages : modelling a wetland system for ecological and economic value. *Environment and Development Economics*, 9(1):19–45.
- CIZEL, O. (2006). Protection et gestion des zones humides-révision du sdage rm&c. *Pôle-Relais Lagunes Méditerranéennes*.
- CLARK, C. W. (1985). *Bioeconomic modelling and fisheries management*. Wiley.
- CNPN (2007). Recommandations du conseil national de la protection de la nature concernant le rapport du groupe 2 du Grenelle de l'environnement "préserver la biodiversité et les ressources naturelles". Rapport technique.
- COMMISSION DES COMMUNAUTÉS EUROPÉENNES (2003). Communication de la commission au conseil et au parlement européen : Développement d'un plan d'actions communautaire concernant la gestion des anguilles européennes.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J. et al. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological economics*, 25(1):3–15.
- COSTANZA, R., de GROOT, R., SUTTON, P., van der PLOEG, S., ANDERSON, S. J., KUBISZEWSKI, I., FARBER, S. et TURNER, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26:152–158.
- COSTANZA, R., FARBER, S. C. et MAXWELL, J. (1989). Valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological economics*, 1(4):335–361.
- COURRAT, A., LOBRY, J., NICOLAS, D., LAFFARGUE, P., AMARA, R., LEPAGE, M., GIRARDIN, M. et LE PAPE, O. (2009). Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81(2):179–190.
- COX, K. W. et GROSE, A. (2000). *Wetland Mitigation in Canada : A framework for application*. North American Wetlands Conservation Council (Canada).
- CRÉPIN, A.-S. (2005). Incentives for wetland creation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 50(3):598–616.
- DAILY, G. C. (1997). Nature's services.

Bibliographie

- DAVERAT, F., ELIE, P. et LAHAYE, M. (2004). Première caractérisation des histoires de vie des anguilles (*anguilla anguilla*) occupant la zone aval du bassin versant gironde-garonne-dordogne : Apport d'une méthode de microchimie. *Cybium*, 28(1):83–90.
- DAVIS, T. (1994). The Ramsar convention manual. a guide to the convention on wetlands of international importance. Rapport technique, Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland.
- DE GROOT, R., STUIP, M., FINLAYSON, M. et DAVIDSON, N. (2006). Valuing wetlands : guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services. Rapport technique, International Water Management Institute.
- DE GROOT, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist*, 7(2):105–109.
- DE GROOT, R. S., WILSON, M. A. et BOUMANS, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, 41(3): 393–408.
- DEKKER, W. (2000). The fractal geometry of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil*, 57(1):109–121.
- DESPRÉS, L. (2009). *L'estuaire de la Loire : un territoire en développement durable*. Presses universitaires de Rennes.
- DESTANDAU, F., IMFELD, G. et ROZAN, A. (2013). Regulation of diffuse pesticide pollution : Combining point source reduction and mitigation in stormwater wetland (rouffach, France). *Ecological Engineering*, 60:299–308.
- DOBBS, T. L. et PRETTY, J. N. (2004). Agri-environmental stewardship schemes and "multifunctionality". *Applied Economic Perspectives and Policy*, 26(2):220–237.
- DOLBETH, M., MARTINHO, F., VIEGAS, I., CABRAL, H. et PARDAL, M. (2008). Estuarine production of resident and nursery fish species : Conditioning by drought events ? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 78(1):51–60.
- DUNFORD, R. W., GINN, T. C. et DESVOUSGES, W. H. (2004). The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological economics*, 48(1):49–70.
- EKINS, P., FOLKE, C. et DE GROOT, R. (2003). Identifying critical natural capital. *Ecological economics*, 44(2):159–163.
- ELIE, P. et ROCHARD, E. (1994). Migration des civelles d'anguilles (*anguilla anguilla* L.) dans les estuaires, modalités du phénomène et caractéristiques des individus. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (335):81–98.
- ELOFSSON, K. (2011). Delegation of decision-rights for wetlands. *Environmental and Resource Economics*, 50(2):285–303.
- ENDRES, A. et RADKE, V. (1999). Land use, biodiversity, and sustainability. *Journal of economics*, 70(1):1–16.
- EPA (2003). Nonpoint source program and grants guidelines for states and territories. 68 Fed. Reg. 60,653, 60,653.

- EPPINK, F. V., van den BERGH, J. C. et RIETVELD, P. (2004). Modelling biodiversity and land use : urban growth, agriculture and nature in a wetland area. *Ecological Economics*, 51(3):201–216.
- EUROPEAN-COMMISSION (2005). Agri-environment measures. overview on general principles, types of measures, and application. *Report*.
- FAO (2010). The state of world fisheries and aquaculture. Rapport technique, FAO Rome, Italy.
- FERNANDEZ, L. (1999). An analysis of economic incentives in wetlands policies addressing biodiversity. *Science of the total environment*, 240(1):107–122.
- FERNANDEZ, L. M. et KARP, L. (1995). Wetlands mitigation banks : A developer's investment problem. *Department of Agricultural & Resource Economics, UCB*.
- FEUNTEUN, E. (2002). Management and restoration of european eel population (*anguilla anguilla*) : An impossible bargain. *Ecological Engineering*, 18(5):575–591.
- FOLEY, N. et ARMSTRONG, C. W. (2010). The ecological and economic value of cold-water coral ecosystems. *Working Paper No.0151*.
- FOLEY, N. S., KAHUI, V., ARMSTRONG, C. W. et VAN RENSBURG, T. M. (2010). Estimating linkages between redfish and cold water coral on the norwegian coast. *Marine Resource Economics*, 25(1):105–120.
- FÖRSTER, J. (2010). Peatland restoration for carbon sequestration. *Germany, Online : http://www.eea.europa.eu/atlas/teeb/peatlandrestoration-for-carbon-sequestration-germany-1/at_download/file*.
- FOSSUM, D., PAINTER, L. S., WILLIAMS, V. L., YEZIL, A. et NEWTON, E. M. (2000). *Discovery and innovation*. Rand Corporation.
- FRASER, R. (2002). Moral hazard and risk management in agri-environmental policy. *Journal of Agricultural Economics*, 53(3):475–487.
- FRÉSARD, M. (2008). *Analyse économique du contrôle d'une invasion biologique. Modélisation théorique et application à la pêche de coquille Saint-Jacques de la baie de Saint-Brieuc envahie par la crépidule*. Thèse de doctorat, Université de Bretagne occidentale-Brest.
- FUSTEC, E., LEFEUVRE, J.-C. et BARNAUD, G. (2000). *Fonctions et valeurs des zones humides*. Dunod.
- GARANDEAU, S. (2012). Analyse coûts-bénéfices des aménagements d'ouvrages pour la préservation de l'anguille européenne. Mémoire de D.E.A., rapport de stage de Master 2 Economie et Gestion de l'environnement - Université Bordeaux IV.
- GASSIAT, A. et ZAHM, F. (2013). Améliorer la qualité de l'eau quelle territorialisation ? *Économie rurale*, (1):81–100.
- GAULTIER-GAILLARD, S. et PRATLONG, F. (2014). Gestion intégrée du littoral du bassin d'arcachon : une évaluation des préférences des populations. *Gestion et management public*, 2(4):33–51.
- GRASSO, M. (1998). Ecological-economic model for optimal mangrove trade off between forestry and fishery production : comparing a dynamic optimization and a simulation model. *Ecological Modelling*, 112(2):131–150.

Bibliographie

- GREGOIRE, C., ELSAESSER, D., HUGUENOT, D., LANGE, J., LEBEAU, T., MERLI, A., MOSE, R., PASSEPORT, E., PAYRAUDEAU, S., SCHÜTZ, T. *et al.* (2009). Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environmental Chemistry Letters*, 7(3):205–231.
- GREN, I.-M. (1995). Costs and benefits of restoring wetlands : two Swedish case studies. *Ecological Engineering*, 4(2):153 – 162.
- GREN, M., FOLKE, C., TURNER, K. et BATEMEN, I. (1994). Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Environmental and resource economics*, 4(1):55–74.
- GUTRICH, J. J. et HITZHUSEN, F. J. (2004). Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites : estimating restoration lag costs of wetland mitigation. *Ecological Economics*, 48(4):409–424.
- HANSEN, L. B. et HANSEN, L. G. (2013). Can non-point phosphorus emissions from agriculture be regulated efficiently using input-output taxes ? *Environmental and Resource Economics*, pages 1–17.
- HAO, F., CHEN, L., LIU, C. et DAI, D. (2004). Impact of land use change on runoff and sediment yield. *Journal of Soil and Water Conservation*, 18(3):5–8.
- HARTIG, F. et DRECHSLER, M. (2008). The time horizon and its role in multiple species conservation planning. *Biological conservation*, 141(10):2625–2631.
- HAWKINS, K. (2003). Economic valuation of ecosystem services. *University of Minnesota*, 23.
- HEBERLING, M. T., GARCIA, J. H. et THURSTON, H. W. (2010). Does encouraging the use of wetlands in water quality trading programs make economic sense ? *Ecological Economics*, 69(10):1988 – 1994.
- HEIMLICH, R. E. (1994). Costs of an agricultural wetland reserve. *Land Economics*, pages 234–246.
- HEINLE, D. (1982). *Historical Review of Water Quality and Climatic Data from Chesapeake Bay with Emphasis on Effect of Enrichment*. US Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information.
- HOAGLAND, P., JIN, D. et KITE-POWELL, H. (2003). The optimal allocation of ocean space : aquaculture and wild-harvest fisheries. *Marine Resource Economics*, 18(2):129–148.
- HOOK, D. D. (1993). Wetlands : history, current status, and future. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12(12):2157–2166.
- HOPPLE, A. et CRAFT, C. (2013). Managed disturbance enhances biodiversity of restored wetlands in the agricultural midwest. *Ecological Engineering*, 61:505–510.
- IFEN (2008). *Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement*. IFEN.
- IFREMER (2007). Restitution du programme indicang : le réseau d'indicateurs d'abondance et de colonisation sur l'anguille européenne *anguilla anguilla* est mis en place ! Rapport technique.
- INNES, R., POLASKY, S. et TSCHIRHART, J. (1998). Takings, compensation, and endangered species protection on private lands. *Journal of Economic Perspectives*, 12:35–52.
- JORGENSEN, S., MARTIN-HERRAN, G. et ZACCOUR, G. (2010). Dynamic games in the economics and management of pollution. *Environmental modeling & assessment*, 15(6):433–467.

- KAHN, J. R. et KEMP, W. M. (1985). Economic losses associated with the degradation of an ecosystem : The case of submerged aquatic vegetation in chesapeake bay. *Journal of Environmental Economics and Management*, 12(3):246–263.
- KING, D. M. et HERBERT, L. W. (1997). The fungibility of wetlands. *National Wetlands Newsletter*, 19(5):10–13.
- KNIGHT, R. L. (1997). Wildlife habitat and public use benefits of treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 35(5):35 – 43.
- KOCHAN, D. J. (2006). Runoff and reality : Externalities, economics, and traceability issues in urban runoff regulation. *Chapman Law Review*, 9(2):409–433.
- KOMÁREK, M., VANĚK, A., CHRASTNÝ, V., SZÁKOVÁ, J., KUBOVÁ, K., DRAHOTA, P. et BALÍK, J. (2009). Retention of copper originating from different fungicides in contrasting soil types. *Journal of hazardous materials*, 166(2):1395–1402.
- KRAWCZYK, J. et TIDBALL, M. (2006). A discrete-time dynamic game of seasonal water allocation. *Journal of optimization theory and applications*, 128(2):411–429.
- KUHFUSS, L., MENU, M.-F., PREGET, R. et THOYER, S. (2012). Une alternative originale pour l'allocation de contrats agro-environnementaux : l'appel à projets de l'agence de l'eau artois-picardie. *Pour*, (213):97–105.
- LARRAT, V., CHÉRY, P., DULONG, J. et DELARCHE-JOLI, A. (2010). Enveloppe territoriale des principales zones humides du sage "estuaire de la gironde et milieux associés". Rapport technique, ENITAB, GERE.
- LATACZ-LOHMANN, U. et HAMSVOORT, C. P. (1998). Auctions as a means of creating a market for public goods from agriculture. *Journal of Agricultural Economics*, 49(3):334–345.
- LATINOPOULOS, D. et SARTZETAKIS, E. (2011). Optimal exploitation of groundwater and the potential for a tradable permit system in irrigated agriculture. *Fondazione Eni Enrico Mattei Working Papers*, 576.
- LAURANCE, S. G., BAIDER, C., VINCENT FLORENS, F., RAMREKHA, S., SEVATHIAN, J.-C. et HAMMOND, D. S. (2012). Drivers of wetland disturbance and biodiversity impacts on a tropical oceanic island. *Biological Conservation*, 149(1):136–142.
- LAURANS, Y. et CATTAN, A. (2000). Une économie au service du débat : l'évaluation économique des services rendus par les zones humides. *Fustec E. et Lefevre J.-C.(éd.), Fonctions et valeurs des zones humides. Paris, Dunod*, pages 311–28.
- LAURONCE, V., SOULARD, A. et GOUELLO, T. (2010). *Actions pour la sauvegarde de l'anguille européenne sur le bassin Gironde-Garonne-Dordogne. Janvier à Décembre 2009. MIGADO.*
- LAVOUX, T., MÉNARD, J.-N. et FERLIN, P. (2010). Rapport : Préservation des zones humides. Rapport technique, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie du Développement Durable et de la Mer & Ministère de l'alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche.
- LE FUR, J. (1998). Considérations sur la capacité de charge (k) et sa représentation en halieutique.

Bibliographie

- LE GOFFE, P. (1995). The benefits of improvements in coastal water quality : a contingent approach. *Journal of Environmental Management*, 45(4):305–317.
- LE GOFFE, P. et SALANIÉ, J. (2005). Le droit d'épandage at-il un prix ? mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 77:36–63.
- LEGAULT, A. (1988). Le franchissement des barrages par l'escalade de l'anguille. étude en sèvre nior-taise. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (308):1–10.
- LEGAULT, A. (1992). Etude de quelques facteurs de sélectivité de passes à anguilles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (325):83–91.
- LINDIG-CISNEROS, R., DESMOND, J., BOYER, K. E. et ZEDLER, J. B. (2003). Wetland restoration thresholds : Can a degradation transition be reversed with increased effort ? *Ecological Applications*, 13(1):193–205.
- LIU, R., ZHANG, P., WANG, X., CHEN, Y. et SHEN, Z. (2013). Assessment of effects of best management practices on agricultural non-point source pollution in xiangxi river watershed. *Agricultural water management*, 117:9–18.
- LYNNE, G. D., CONROY, P. et PROCHASKA, F. J. (1981). Economic valuation of marsh areas for marine production processes. *Journal of environmental economics and management*, 8(2):175–186.
- MACGIBBON, R., TURNER, J. et TOZER, C. (2010). Wetland feasibility for nutrient reduction to Lake Rotorua.
- MARESCA, B., MORDRET, X., UGHETTO, A. L. et BLANCHER, P. (2011). Evaluation des services rendus par les écosystèmes en france. les enseignements d'une application du millennium ecosystem assessment au territoire français. *Développement durable et territoires. Economie, géographie, politique, droit, sociologie*, 2(3).
- MEA (2005). Ecosystems and human well-being : Synthesis. Rapport technique, MEA (Millenium Ecosystem Assessment).
- MIGADO (2008a). L'étude des potentialités piscicoles des affluents de l'estuaire de la gironde pour l'anguille européenne, les lamproies marine et fluviatile, le flet et les mulets. Rapport technique, Etude commandée pour le compte de la CLE du SAGE Estuaire par le Syndicat Mixte pour le Développement Durable de l'ESTuaire de la Gironde (SMIDDEST).
- MIGADO (2008b). Restauration de la libre circulation à la montaison des poissons migrateurs amphihalins. Rapport technique.
- MIGADO (2010). L'anguille dans le bassin gironde-garonne-dordogne. Rapport technique, Lettre d'information n°8.
- MIKKELSEN, E. (2007). Aquaculture-fisheries interactions. *Marine Resource Economics*, 22:287–303.
- MING, J., XIAN-GUO, L., LIN-SHU, X., LI-JUAN, C. et SHOUZHENG, T. (2007). Flood mitigation benefit of wetland soil. a case study in momoge national nature reserve in china. *Ecological Economics*, 61(2):217–223.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (2007). Plan de gestion anguille de la france. volet local garonne-dordogne-charente-seudre-leyre.

- MITSCH, W. J., DAY JR, J. W., GILLIAM, J. W., GROFFMAN, P. M., HEY, D. L., RANDALL, G. W. et WANG, N. (1999). Reducing nutrient loads, especially nitrate-nitrogen, to surface water, ground water, and the Gulf of Mexico. Rapport technique, National Oceanic and Atmospheric Administration National Ocean Service Coastal Ocean Program.
- MITSCH, W. J. et GOSSELINK, J. G. (2007). *Wetlands*. NJ : John Wiley & Sons, Inc.
- MITSCH, W. J. et WILSON, R. F. (1996). Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecological applications*, pages 77–83.
- MONNERY, J., HUBERT, S. et GAUBERT, H. (2011). Application des méthodes d'équivalence à la pollution accidentelle du gave d'aspe. Rapport technique, Commissariat général au développement durable, Etudes et documents n°47.
- MORARDET, M. (2009). Evaluation économique des services rendus par les zones humides en France : synthèse des travaux existants. In *Convention Cemagref-ONEMA*.
- MOUNAIX, B. et FONTENELLE, G. (1994). Anguilles estuariennes et fluviales : apports de l'otolithométrie. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (335):67–80.
- MOUYSET, L., DOYEN, L., JIGUET, F., ALLAIRE, G. et LEGER, F. (2011). Bio economic modeling for a sustainable management of biodiversity in agricultural lands. *Ecological Economics*, 70(4):617–626.
- NIRASCOU, F. (2006). Les pesticides dans les eaux - données 2003 et 2004. *Les Dossiers IFEN, Institut français de l'environnement*, (5):38.
- NOVITZKI, R., SMITH, R. et FRETWELL, J. (2001). Restoration, creation, and recovery of wetlands : wetland functions, values, and assessment. United States Geological Survey Water Supply Paper 2425.
- OCDE (1996). Stratégie de mise en oeuvre des écotaxes. *OCDE*.
- OCDE (2008). Multifunctionality in agriculture. evaluating the degree of jointness, policy implications. *OECD publication*.
- ONEMA (2010a). Pourquoi rétablir la continuité écologique des cours d'eau ? Rapport technique.
- ONEMA (2010b). Sauvegarde de l'anguille. le plan de gestion français. Rapport technique.
- ONEMA (2011). La révision des classements de protection des cours d'eau. Rapport technique.
- OTTOLENGHI, F., SILVESTRI, C., GIORDANO, P., LOVATELLI, A., NEW, M. B. et al. (2004). *Capture-based aquaculture : the fattening of eels, groupers, tunas and yellowtails*. FAO.
- OZANNE, A., HOGAN, T. et COLMAN, D. (2001). Moral hazard, risk aversion and compliance monitoring in agri-environmental policy. *European review of agricultural economics*, 28(3):329–348.
- PEREAU, J.-C., MILLIET, A., FAUVET, N., FERRARI, S., LAVAUD, S. et POINT, P. (2014). Gains d'efficacité dans la gestion de zones humides estuariennes par des associations syndicales de propriétaires. *Working paper - GREThA*.
- PFADENHAUER, J. et GROOTJANS, A. (1999). Wetland restoration in central Europe : aims and methods. *Applied Vegetation Science*, 2(1):95–106.

Bibliographie

- PIEHLER, M. et SMYTH, A. (2011). Habitat-specific distinctions in estuarine denitrification affect both ecosystem function and services. *Ecosphere*, 2(1):art12.
- PINAY, G. et TREMOLIERES, M. (2000). La retention et l'elimination de l'azote. *Fonction et valeurs des zones humides*. Dunod, Paris, pages 129–142.
- PIRIOU, J.-Y., COIC, D. et MERCERON, M. (1999). Abattement de l'azote par le marais côtier de kervigen et potentiel breton. In *Pollutions diffuses : du bassin versant au littoral, Saint-Brieuc, Ploufragan (France), 23-24 Sep 1999*.
- POINT, P. (2000). Les évaluations économiques des services rendus par les zones humides. *Fustec E. & JC Lefeuvre [coord.], Fonctions et valeurs des zones humides*, Dunod, Paris, pages 295–309.
- POINT, P. (2010). Quelle méthodologie pour la confrontation des valeurs de conversion ou de conservation des zones humides ? *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (5):855–876.
- POINT, P. (2011). Gouvernance des zones humides estuariennes, production de bien public et financement de maintenance. *Regions & Cohesion*, 1(3):93–116.
- POINT, P. (2012a). Eléments pour une lecture économique des évolutions du régime institutionnel des zones humides. *Projet MARGO, Programme de recherche "Eaux et Territoires"*.
- POINT, P. (2012b). Eléments économiques pour l'étude de la gouvernance d'un écosystème complexe : les marais estuariens de Gironde. *Projet MARGO, Programme de recherche "Eaux et Territoires"*.
- POINT, P. (2012c). L'évaluation des services des écosystèmes liés aux milieux aquatiques. éléments de méthodologie. *Cahiers du GREThA*, n°2012-19.
- POINT, P. et PENISSON, B. (2012a). Associations syndicales de propriétaires : Fiches de présentations. *Projet MARGO - VEGGA - 2001-2012*.
- POINT, P. et PENISSON, B. (2012b). Syndicats intercommunaux de bassins versants : Fiches de présentations. *Projet MARGO - VEGGA - 2001-2012*.
- POLASKY, S. (2002). The economics of wetland ecosystem restoration and mitigation : discussion. *American Journal of Agricultural Economics*, 84(5):1379–1380.
- PORCHER, J. (1992). Les passes à anguilles. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (326-327):134–142.
- PORCHER, J. et TRAVADE, F. (1992). Les dispositifs de franchissement : bases biologiques, limites et rappels réglementaires. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (326-327):5–14.
- REMEDE (2007). Review report on resource equivalency methods and applications.
- RIBAUDO, M. O., HEIMLICH, R., CLAASSEN, R. et PETERS, M. (2001). Least-cost management of nonpoint source pollution : source reduction versus interception strategies for controlling nitrogen loss in the Mississippi Basin. *Ecological Economics*, 37(2):183 – 197.
- RUSSI, D., ten BRINK, P., FARMER, A. et al. (2013). The economics of ecosystems and biodiversity for water and wetlands. *IEEP, London and Brussels ; Ramsar Secretariat, Gland*, page 84 p.
- SAINTENY, G. (1998). Quelle fiscalité de l'environnement ? *Revue française de finances publiques*, (63):109–121.

- SAINTILAN, N. (2004). Relationships between estuarine geomorphology, wetland extent and fish landings in new south wales estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(4):591–601.
- SALANIÉ, J., SURRY, Y. et LE GOFFE, P. (2009). Impact de la pêche de loisir de la dégradation des habitats piscicoles par l'agriculture : le cas du saumon en france. *In Journées AMURE - 27 et 28 Mai 2009*.
- SEIDL, I. et TISDELL, C. A. (1999). Carrying capacity reconsidered : from malthus' population theory to cultural carrying capacity. *Ecological Economics*, 31(3):395–408.
- SEN, A. et DUTT, A. K. (1995). Wage bargaining, imperfect competition and the markup : Optimizing microfoundations. *Economics Letters*, 48(1):15–20.
- SHEPHARD, S., BROPHY, D. et REID, D. G. (2010). Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem ? *Marine biology*, 157(11):2375–2381.
- SIMONIT, S. et PERRINGS, C. (2005). Indirect economic indicators in bio-economic fishery models : agricultural price indicators and fish stocks in Lake Victoria. *ICES Journal of Marine Science : Journal du Conseil*, 62(3):483–492.
- SIMONIT, S. et PERRINGS, C. (2011). Sustainability and the value of the regulating services : Wetlands and water quality in lake victoria. *Ecological Economics*, 70(6):1189–1199.
- SMARDON, R. (2009). International wetland policy and management issues. *In Sustaining the World's Wetlands*, pages 1–20. Springer.
- SONG, F., ZHAO, J. et SWINTON, S. M. (2011). Switching to perennial energy crops under uncertainty and costly reversibility. *American Journal of Agricultural Economics*, 93(3):768–783.
- SUTTON, M. A., HOWARD, C. M. et ERISMAN, J. W. (2011). *The European nitrogen assessment : sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- THOYER, S. et SAÏD, S. (2006). Mesures agri-environnementales : quels mécanismes d'allocation ?
- TOWE, C. A., NICKERSON, C. J. et BOCKSTAEL, N. (2008). An empirical examination of the timing of land conversions in the presence of farmland preservation programs. *American Journal of Agricultural Economics*, 90(3):613–626.
- TRAVERS, M., NASSIRI, A., APPÉRÉ, G. et BONNIEUX, F. (2008). Évaluation des bénéfices environnementaux par la méthode des prix hédonistes : une application au cas du littoral. *Economie & prévision*, (4):47–62.
- TREPEL, M. et PALMERI, L. (2002). Quantifying nitrogen retention in surface flow wetlands for environmental planning at the landscape-scale. *Ecological Engineering*, 19(2):127–140.
- TROMMETTER, M. et WEBER, J. (2003). Biodiversité et mondialisation : défi global, réponses locales. *Politique étrangère*, 68(2):381–393.
- UDUMYAN, N., AMI, D., CARTIGNY, P. et al. (2010). Integrating habitat concerns into gordon-schaefer model.
- UICN (2011). La compensation écologique. état des lieux et recommandations. Rapport technique, UICN Comité Français.

Bibliographie

- Van den BERGH, J., BARENDREGT, A., GILBERT, A., VAN HERWIJNEN, M., VAN HORSSSEN, P., KANDELAARS, P. et LORENZ, C. (2001). Spatial economic–hydroecological modelling and evaluation of land use impacts in the vecht wetlands area. *Environmental Modeling & Assessment*, 6(2):87–100.
- WIRL, F. (1999). Complex, dynamic environmental policies. *Resource and Energy Economics*, 21(1):19–41.
- WU, H.-i., CHAKRABORTY, A., LI, B.-L. et KENERLEY, C. M. (2009). Formulating variable carrying capacity by exploring a resource dynamics-based feedback mechanism underlying the population growth models. *ecological complexity*, 6(4):403–412.
- YUKALOV, V., YUKALOVA, E. et SORNETTE, D. (2009). Punctuated evolution due to delayed carrying capacity. *Physica D : Nonlinear Phenomena*, 238(17):1752–1767.
- ZEDLER, J. B. (2000). Progress in wetland restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 15(10):402–407.
- ZEDLER, J. B. et CALLAWAY, J. C. (1999). Tracking wetland restoration : do mitigation sites follow desired trajectories ? *Restoration Ecology*, 7(1):69–73.
- ZHANG, J. et JÖRGENSEN, E. S. (2005). Modelling of point and non-point nutrient loadings from a watershed. *Environmental Modelling & Software*, 20(5):561–574.
- ZHIJIE, L. *et al.* (2009). Types, characteristics, sources of non-point source pollution and its control technology [j]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 5:042.

Table des figures

0.1	Classification économique des biens et services fournis par les zones humides (Source : auteur)	17
0.2	Conflit d'usage de la ressource (a) et production jointe (b) des biens et services fournis par les zones humides (Source : Point, 2012c)	18
0.3	Schéma du lien entre les écosystèmes et le bien-être social (Source : Maresca <i>et al.</i> , 2011)	22
0.4	Offre et demande de services écosystémiques (Source : auteur)	23
1.1	Variété des zones humides françaises à l'interface de la Terre et de l'Eau (Source : auteur)	36
1.2	Schéma des liens entre services écosystémiques et valeurs socio-économiques associées (Source : à partir de De Groot <i>et al.</i> , 2002)	38
1.3	Enveloppe territoriale des principales zones humides du SAGE (à gauche) et zones humides contestées (à droite) (Source : Larrat <i>et al.</i> , 2010)	49
1.4	Coûts de restauration estimés selon le type de zone humide considéré (Source : Russi <i>et al.</i> , 2013)	65
1.5	Hiérarchisation des mesures d'évitement, d'atténuation et de compensation (Source : UICN, 2011)	68
1.6	Représentation graphique des pertes de ressources ou de services, de la régénération naturelle et des trois catégories de réparation du milieu endommagé (Source : REMEDE, 2007)	69
2.1	Zones de marais d'intérêt fonctionnel et patrimonial de l'estuaire girondin (Source : Albert <i>et al.</i> , 2007)	81
2.2	Pourcentage de survie de l'anguille en fonction du nombre d'usines et du % de mortalité par usine (Source : Onema, 2010b)	83
2.3	Degré de franchissabilité des ouvrages par l'anguille en fonction de leur rugosité, de leur pente et de leur hauteur (Source : Lauronce <i>et al.</i> , 2010)	85
2.4	Principaux obstacles anadrome à la migration d'avalaison pour l'anguille sur le bassin versant Garonne-Dordogne (Source : MIGADO, 2010)	87
2.5	Cours d'eau de notre zone d'étude (Source : S. Lavaud, GREThA)	91
2.6	Bénéfice biologique gagné suite à l'aménagement des obstacles par cours d'eau (Source : Lauronce <i>et al.</i> , 2010)	94
2.7	Coûts moyens au kilomètre et à l'obstacle par cours d'eau (en milliers d'euros) (Source : auteur)	98
2.8	ASP de l'estuaire de la Gironde (Source : Point et Penisson, 2012a)	101
2.9	Cumul des surfaces gérées en ASP depuis 1789 (partie girondine du SAGE "estuaire") (Source : Point, 2011)	102
2.10	SIBV de l'estuaire de la Gironde (Source : Point et Penisson, 2012b)	104

Table des figures

2.11	Proposition de regroupement au 14/04/2011 par la préfecture de la Gironde	107
2.12	Évolution moyenne annuelle des recettes et dépenses des ASP (Source : Point, 2012b)	110
2.13	Regroupement des ASP de l'Ouest estuarien (Source : auteur)	111
2.14	Regroupement des ASP du Sud-Ouest estuarien (Source : auteur)	113
3.1	Evolution of Y and P with a decrease in allocated allowances (Source : authors)	139
3.2	Evolution of Y with a decrease in allocated allowances and a fixed price (Source : authors)	140
4.1	Changes of the farmer's profit margin in relation to area of agricultural land cultivated (Source : author)	153
4.2	Optimal trajectories and steady state (Source : author)	161
4.3	Regions of the phase diagram	164
4.4	Impact d'une modification de la qualité de l'habitat $F(x, H)$ (Source : auteur)	174
4.5	Cycle de vie de l'anguille européenne (Source : Dekker, 2000)	177
4.6	Distribution géographique des sites biologiques de l'anguille européenne (Source : Onema, 2010b)	178
4.7	Carte du bassin Garonne Dordogne Charente Seudre Leyre, représentant la zone active (présence avérée d'anguille de moins de 30 cm) et la zone colonisée (Source : Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2007)	179
4.8	Millefeuille règlementaire (Source : Garandeau, 2012)	181
4.9	Exemple de prébarrage (Source : MIGADO, 2008b)	183
4.10	Exemple d'enrochement (Source : MIGADO, 2008b)	184
4.11	Exemple de passe à ralentisseurs (Source : MIGADO, 2008b)	184
4.12	Exemple de passe à bassins (Source : MIGADO, 2008b)	185
4.13	Exemple de passes à anguilles avec substrat plots bétons (gauche) et substrat brosses (droite) (Source : MIGADO, 2008b)	185
4.14	Principaux ouvrages de protection à la mer (Source : MIGADO, 2008b)	187
4.15	Cales portes (Source : MIGADO, 2008b)	188

Liste des tableaux

1.1	Perte de zones humides dans des pays européens durant le XX ^{ème} siècle (Source : Barbier <i>et al.</i> , 1997)	37
1.2	Fonctions écosystémiques fournis par les zones humides et quelques exemples de services associés (Source : adapté aux zones humides à partir de MEA, 2005)	40
1.3	Zones humides : quatre principaux textes de loi (Source : auteur)	46
1.4	Schéma relatif aux règles de droit interne, aux règles communautaires et au droit international applicables aux zones humides (Source : Bourdin, 2009)	47
1.5	Synthèse des exonérations de TFPNB (part communale) (Source : Cizel, 2006)	52
1.6	Comparaison entre fiscalité des zones humides et fiscalité forestière (Source : Lavoux <i>et al.</i> , 2010)	53
1.7	Mesures agro-environnementales du Programme de Développement Rural Hexagonal (Source : Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt)	56
1.8	Risques et limites ; avantages et opportunités liées à la compensation écologique (Source : UICN, 2011)	75
2.1	Classement en liste 1 et 2 des cours d'eau de notre étude (Source : Projets de liste de bassin harmonisée Liste 1 (Article L.214-17-I 1°) et Liste 2 (Article L.214-17-I 2°))	90
2.2	Habitats potentiellement disponibles pour l'anguille et nombre d'obstacles à aménager (Source : à partir de Albert <i>et al.</i> , 2007)	93
2.3	Aménagements d'ouvrages et coûts associés (Source : à partir des données de MIGADO (2008b) et Garandeau (2012))	97
2.4	Linéaire accessible total et coûts totaux (en milliers d'euros) après aménagement des cours d'eau (Source : auteur)	99
2.5	Regroupement des ASP du Nord-Ouest de l'estuaire (Source : auteur)	109
2.6	Efficacité bioéconomique des 5 cours d'eau de l'Ouest estuarien (Source : auteur)	112
2.7	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-1	117
2.8	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-2	117
2.9	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-3	118
2.10	Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-1	118
2.11	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-4	119
2.12	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-5	119
2.13	Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-2	119
2.14	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-6	120
2.15	Partage des coûts selon plusieurs règles de partage (en €) dans l'UA-7	120
2.16	Coûts estimés par UA après regroupement (en €) en UUA-3	120
3.1	Comparative statics of variables Y , P , ω^* , x^* and m^*	138
4.1	Comparative static of variables x and α in a steady state	159
4.2	Rapport coût/efficacité biologique (Source : MIGADO, 2008b)	186